

Uniwersytet Mikołaja Kopernika w Toruniu

Wydział Biologii i Nauk o Ziemi

Grzegorz Koziański

Model przestrzenny
szkód wywołanych przez wiatr
w drzewostanach Borów Tucholskich

Rozprawa doktorska
wykonana pod kierunkiem
dr hab. Andrzeja Nienartowicza, prof. UMK

Toruń 2007

*Chciałbym złożyć serdeczne podziękowania
Panu Profesorowi Andrzejowi Nienartowiczowi
za umożliwienie mi napisania dysertacji doktorskiej pod Jego kierownictwem.*

*Chciałbym również serdecznie podziękować
Pani dr Annie Filbrandt-Czaja,
Panu dr Mieczysławowi Kunzowi
Pani dr Agnieszce Piernik,
Panu dr Miłoszowi Deptule,
oraz panu mgr Dominikowi Janowi Dominowi*

Spis Treści

1. Wstęp	6
2. Stan badań polskich i światowych nad zjawiskiem wiatru i jego niszczyielskimi wpływami	9
2.1 Aspekty dotychczasowych badań obszarów leśnych zaburzonych czynnikiem wiatru	9
2.2 Maksymalne prędkości wiatru w Polsce oraz ich występowanie i skutki	22
2.3 Przykłady wiatrów katastrofalnych na świecie	28
2.4 Wiatr jako czynnik ekologiczny	32
3. Cel pracy i hipoteza badawcza	40
4. Teren Badań	43
4.1 Bory Tucholskie	43
4.1.1 Położenie	44
4.1.2 Ogólna charakterystyka regionu	47
4.1.3 Geomorfologia	49
4.1.4 Gleby	49
4.1.5 Klimat	50
4.1.6 Hydrografia	56
4.1.7 Historia szaty roślinnej	58
4.1.8 Gospodarka i ochrona przyrody	60
4.1.9 Badane obszary chronione i jednostki gospodarcze Lasów Państwowych	63
4.1.9.1 Park Narodowy „Bory Tucholskie”	63
4.1.9.2 Nadleśnictwo Czersk	64
4.1.9.3 Nadleśnictwo Przymuszewo	66
4.1.9.4 Nadleśnictwo Rytel	67
4.1.9.5 Nadleśnictwo Woziwoda	68
4.1.10 Powierzchnie badawcze w Borach Tucholskich	70
4.1.10.1 Stanowisko badawcze Komorza	70
4.1.10.2 Stanowisko badawcze Park Narodowy „Bory Tucholskie” (PN BT)	74
4.1.10.3 Stanowisko badawcze Kruszyn	77
4.1.10.4 Stanowisko badawcze Okręglik - Olszyny	81
4.1.10.5 Stanowisko badawcze Borne - Kopernica	85
4.2 Kotlina Toruńska i Kotlina Płocka	89
4.2.1 Geomorfologia	91
4.2.2 Gleby	91
4.2.3 Klimat	91
4.2.4 Hydrografia	93
4.2.5 Zbiorowiska roślinne	93
4.2.7 Powierzchnia badawcza Rudak - Otłoczyn	98
5.1 Materiały źródłowe	103
5.1.1 Archiwalne materiały źródłowe w postaci pruskich mapy topograficznych	104
5.1.2. Mapa topograficzna w układzie 1965	105
5.1.3 Leśne mapy przeglądowe i operaty urzędowania lasu (1997-2001)	107
5.1.4 Dane teledetekcyjne	110
5.1.5. Numeryczny model wysokości DEM	115
5.1.6 System Informacji Przestrzennej w Lasach Państwowych RP	117
5.1.6.1 Standard leśnej mapy numerycznej SLMN	118
5.1.6.2 SIP na poziomie parku narodowego	119
5.2 Prace terenowe	120
5.2.1 Inwentaryzacja terenowa i lokalizacja szkód za pomocą odbiornika GPS	120
5.2.2 GPS Globalny System Pozycjonowania	121
5.3 Tworzenie Systemu GIS. Realizacja celów badawczych	123
5.3.1 Wprowadzanie danych w postaci map topograficznych i leśnych map gospodarczych	124
5.3.1.1 Przygotowanie map topograficznych i leśnych map gospodarczych	124
5.3.1.2 Korekcja właściwości zdjęć satelitarnych	125
5.3.2 Oprogramowanie	128
5.3.2.1. MicroStation	128
5.3.2.2 ArcView 3.2	129
5.3.2.3 Idrisi 14 KILIMANJARO	131
5.3.2.4 TerMap	133
5.3.3 Budowa bazy danych	134

5.3.3.1	Etapy tworzenia bazy danych.....	135
5.3.3.2	Budowa bazy danych dla Parku Narodowego Bory Tucholskie.....	144
5.3.3.3	Wyodrębnienie dodatkowych cech siedliska i ich dekodowanie na potrzeby Idrisi KILIMANJARO.....	149
5.4	Analiza obrazów satelitarnych.....	155
5.4.1	Różnorodność i jej miary.....	156
5.5	Metody numeryczne i statystyczne.....	158
5.6	Strefy buforowe. Szacowanie wielkości szkód w interwałach odległości.....	159
6.1	Szkody na poziomie dzielnicy przyrodniczo-leśnej Bory Tucholskie.....	160
6.1.1	Szkody na poziomie RDLP i dzielnicy przyrodniczo-leśnej Bory Tucholskie oraz ich rozmieszczenie przestrzenne w latach 1998-2002.....	161
6.2	Szkody na powierzchni badawczej Komorza w latach 1999 – 2003.....	163
6.2.1	Ogólna ocena szkód w latach 1999 – 2003.....	164
6.2.2	Stanowisko badawcze Komorza. Szkody na glebach leśnych i porolnych w latach 1999-2003.....	165
6.2.3	Wiek drzewostanu a rozmieszczenie przestrzenne szkód. Stanowisko badawcze Komorza.....	169
6.2.4	Stanowisko badawcze Komorza. Szkody według gatunków drzew.....	169
6.2.5	Stanowisko badawcze Komorza. Szkody w strefach buforowych.....	170
6.2.6	Stanowisko badawcze Komorza. Szkody a typ siedliskowy drzewostanu i żyzność siedlisk.....	173
6.2.7	Rozmieszczenie szkód a klasy bonitacji drzewostanu. Powierzchnia badawcza Komorza.....	174
6.2.8	Stanowisko badawcze Komorza. Szkody a ekspozycja terenu.....	175
6.3	Szkody na powierzchni badawczej Park Narodowy "Bory Tucholskie" w latach 1999 –2003.....	178
6.3.1	Park Narodowy "Bory Tucholskie". Zależność wielkości szkód od żyzności siedlisk.....	178
6.3.2	Powierzchnia badawcza PNBT. Zależność występowania szkód od wilgotności siedliska.....	180
6.3.3	Powierzchnia badawcza PNBT. Zależność występowania szkód od bonitacji drzewostanu.....	182
6.3.4	Powierzchnia badawcza PNBT. Zależność występowania szkód od zwarcia drzewostanów.....	183
6.3.5	Powierzchnia badawcza PNBT. Rozkład szkód w strefach buforowych.....	185
6.3.6	PNBT. Szkody w ośmiu kierunkach ekspozycji terenu.....	188
6.3.7	PNBT. Szkody w zależności od nachylenia terenu.....	190
6.3.8	PNBT. Wiek drzewostanów a szkody z pięciolecia 1999-2003.....	192
6.3.9	Wyniki analizy regresji wielokrotnej NDVI dla sceny satelitarnej IKONOS w powierzchni badawczej PNBT.....	193
6.4	Szkody na powierzchni badawczej Kruszyn w latach 2000 – 2003.....	195
6.4.1	Zależność występowania szkód od wskaźnika żyzności siedliska na powierzchni badawczej Kruszyn.....	195
6.4.2	Zależność występowania szkód od wilgotności siedliska na powierzchni badawczej Kruszyn.....	197
6.4.3	Stanowisko badawcze Kruszyn. Zależność występowania szkód od bonitacji drzewostanu.....	198
6.4.4	Zależność występowania szkód od zwarcia drzewostanów na powierzchni badawczej Kruszyn.....	200
6.4.5	Wyniki analizy regresji wielokrotnej NDVI dla sceny satelitarnej Landsat 7 ETM+ w stanowisku badawczym Kruszyn.....	201
6.4.6	Wiek drzewostanów a szkody z wielolecia 2000 – 2003 na powierzchni badawczej Kruszyn.....	203
6.4.7	Szkody a ekspozycja terenu na powierzchni badawczej Kruszyn.....	205
6.5	Szkody na powierzchni badawczej Okręglik-Olszyny w latach 2000-2003.....	208
6.5.1	Zależność występowania szkód od wskaźnika żyzności siedliska na stanowisku badawczym Okręglik - Olszyny.....	208
6.5.2	Zależność występowania szkód od wilgotności siedliska, na powierzchni badawczej Okręglik - Olszyny.....	210
6.5.3	Zależność występowania szkód od bonitacji drzewostanu, na powierzchni badawczej Okręglik - Olszyny.....	211
6.5.4	Zależność występowania szkód od zwarcia drzewostanu, na powierzchni badawczej Okręglik - Olszyny.....	213
6.5.5	Zależność występowania szkód od wieku drzewostanu, na powierzchni badawczej Okręglik-Olszyny.....	214
6.5.6	Rozkład szkód w strefach buforowych na powierzchni badawczej Okręglik-Olszyny.....	216
6.5.7	Szkody a ekspozycja terenu, na powierzchni badawczej Okręglik-Olszyny.....	218
6.5.8	Wielkość szkód a nachylenie terenu na powierzchni badawczej Okręglik-Olszyny.....	220
6.5.9	Wyniki analizy regresji wielokrotnej NDVI dla sceny satelitarnej ETM+ Landsat 7 na powierzchni badawczej Okręglik - Olszyny.....	221
6.6	Szkody na powierzchni badawczej Borne – Kopernica w latach 2000-2003.....	224
6.6.1	Borne-Kopernica. Zależność występowania szkód od wskaźnika żyzności siedliska.....	224
6.6.2	Zależność występowania szkód od wilgotności siedliska na powierzchni badawczej Borne-Kopernica.....	226
6.6.3	Zależność występowania szkód od bonitacji drzewostanu na powierzchni badawczej Borne-Kopernica.....	227
6.6.4	Zależność występowania szkód od zwarcia drzewostanów na powierzchni badawczej Borne-Kopernica.....	229
6.6.5	Zależność występowania szkód od wieku drzewostanu na powierzchni badawczej Borne-Kopernica.....	230
6.6.6	Borne-Kopernica, Rozkład szkód w strefach buforowych na powierzchni badawczej Borne-Kopernica.....	232
6.6.7	Rozkład szkód a ekspozycja na powierzchni badawczej Borne – Kopernica.....	235
6.6.8	Rozkład szkód terenach o różnym nachyleniu na powierzchni badawczej Borne – Kopernica.....	237
6.6.9	Wyniki analizy regresji wielokrotnej NDVI dla sceny IKONOS na powierzchni badawczej Borne – Kopernica.....	240

6.6.10 Wpływ szkód na różnorodność i fragmentację powierzchni badawczych PN BT i Borne-Kopernica	242
6.7 Szkody w okolicy Torunia	246
6.7.1 Występowanie szkód według ekspozycji terenu na powierzchni badawczej Rudak-Otłoczyn	248
7. Dyskusja wyników	250
7.1 Przestrzenno-czasowa zmienność występowania szkód spowodowanych przez wiatr na obszarze Borów Tucholskich na tle szkód w innych regionach Polski i Europy	250
7.2 Ocena wpływu stosowanych zabiegów hodowlanych na minimalizowanie szkód wiatrowych	261
7.3 Ocena wpływu czynników ekologicznych na występowanie szkód w Borach Tucholskich oraz ich porównanie z wynikami uzyskanymi przez różnych autorów	270
7.4 Podsumowanie dyskusji	283
8. Wnioski	285
9. Spis Literatury	288
10. Spis Rycin	313
11. Spis tabel	318
12. Spis Załączników	320

1. Wstęp

W ostatnich latach w wielu Nadleśnictwach Borów Tucholskich, stanowiących jeden z największych kompleksów leśnych w Polsce, notuje się wzrost szkód wywołanych przez wiatr. Największe straty w drzewostanach w wyniku działania tego czynnika ekologicznego wystąpiły w północnej części wymienionego regionu w końcu 1999 roku. Były one związane ze skutkami huraganu, który nawiedził Europę Zachodnią i Centralną 26 grudnia. Huragan ten, w literaturze meteorologicznej i ekologicznej określany jako „Lothar” (Ulbrich i in. 2001; Wesp 2000; Braun i in. 2003) spowodował znaczne szkody głównie w lasach na terenie Niemiec. Straty wystąpiły też w lasach Francji, Szwajcarii i Austrii. We wszystkich wymienionych krajach zanotowano łącznie około 60 wypadków śmiertelnych wśród ludzi (Ulbrich i in. 2001). Największe zaburzenia w ekosystemach leśnych Borów Tucholskich - w wyniku wystąpienia tego huraganu - zostały zanotowane w Nadleśnictwie Przymuszewo. Były to złomy i wykroty tysięcy pojedynczych drzew. Powalów powierzchniowych nie zanotowano.

Drugi znaczny huragan wystąpił w Borach Tucholskich pół roku później, tj. 22 czerwca 2000 roku. Spowodował on powstanie wiatrowałów i wiatrołomów powierzchniowych¹. Zniszczenia wystąpiły przede wszystkim w Nadleśnictwach Czersk i Woziwoda wchodzących w skład Regionalnej Dyrekcji Lasów Państwowych w Toruniu.

Bodźcem do powstania niniejszej pracy były zaburzenia w ekosystemach leśnych związane z wyżej wspomnianym huraganem „Lothar” (Dobbertin 2002) oraz trąbą powietrzną (czerwiec 2000r.), jakie przeszły nad terenami Nadleśnictw Przymuszewo, Rytel, Czersk, Woziwoda. Z przeprowadzonych badań ankietowych i wstępnych analiz terenowych wynikało, iż położone w centralnej części Borów Tucholskich, tereny nawiedzone przez powietrzny żywioł nie podlegały wcześniej takim zjawiskom zbyt często. Ponadto stwierdzono, że Bory Tucholskie właściwie w całym swym zasięgu należą do obszarów o małym prawdopodobieństwie wystąpienia gwałtownych wiatrów i ich porywów, nie wspominając już o takich zjawiskach ekstremalnych jak huragany czy trąby powietrzne.

Porównując skalę zjawiska w Borach z badanymi wcześniej wiatrołomami na obszarach górskich (Koziański 2000, 2001; Capecki 1971, 1983, 1984, 1986) oraz analizując skutki podobnych zjawisk z różnych regionów świata (Mitchell 1995, 1998; Ruel 2000; Meunier i in. 2002 i wielu innych) można było przypuszczać, iż zakłócenia, jakie spowodowały w drzewostanach Borów Tucholskich wspomniane wichury nie należały do niewielkich. Oczywiście klęska, jaka nawiedziła dwa lata

¹Są to powierzchnie średleśne, na których powalone zostały wszystkie drzewa.

później Puszcę Piską przyćmiła niemal wszystko, co złego spotkało drzewostany w Polsce od poprzednich wielkich katastrof - pamiętnych wiatrołomów tatrzańskich z 1968 roku. Należy jednakże nie zapominać o zasadniczej różnicy pomiędzy górami o charakterze alpejskim, jakim są Tatry, a obszarami charakteryzującymi się rzeźbą pojezierną Puszczy Piskiej. Jediną chyba cechą wspólną dla obu obszarów jest przynależność do grupy wysokiego ryzyka występowania wiatrów o charakterze huraganowym. I ten właśnie fakt - możliwość wystąpienia znacznych szkód mimo braku teoretycznego zagrożenia drzewostanów Borów Tucholskich ze strony czynnika wiatru sprawił, iż zająłem się zaprezentowanym problemem.

Poza tym badania prowadzone w beskidzkich lasach i borach dolno- i górnoreglowych wykazały dużą zależność występowania szkód spowodowanych wiatrem od rzeźby terenu, a także od lokalnych warunków barycznych i wilgotnościowych. Niebagatelny wpływ miały tam również niewłaściwie prowadzona gospodarka zrębowa (szczególnie na terenach lasów prywatnych) oraz zanieczyszczenia atmosfery przez - nieźle prosperujący jeszcze w czasie poprzedzającym klęski w tamtejszych lasach - przemysł Dolnego i Górnego Śląska oraz Małopolski. Następstwami zaistniałych szkód i osłabienia drzewostanów górskich były gradacje szkodników oraz występowanie okiści i śniegołomów (Piech 1998).

W trakcie porównań prowadzonych w tym kontekście powstało pytanie, jaki czynnik wzmaga szkody od wiatru na terenie Borów Tucholskich, które od wielu lat są jednym z głównych obszarów badawczych ekologów z Uniwersytetu Mikołaja Kopernika w Toruniu. Część czynników, jak np. wpływ wielkiego przemysłu (z powodu braku takowego w regionie), można było wykluczyć, podobnie występowanie wiatrów typu halnego odrzucić z innych prozaicznych przyczyn. Powstawało przypuszczenie, które z czasem przekształciło się w hipotezę badawczą, że wiatrołomy, a właściwie podatność drzewostanów Borów Tucholskich na niszczycielskie działanie wiatru, są przede wszystkim następstwem dziejów i wcześniejszego użytkowania tego obszaru, w mniejszym zaś stopniu są spowodowane aktualną gospodarką leśną. Podobną sekwencję przyczynowo skutkową mógł stanowić przypadek dużej klęski, jaka nawiedziła lasy okolic Torunia (Kujawiński 2002; Koziński i Nie-nartowicz 2006 a, b) w lipcu 2001 roku. Tutejszy teren także nie należał do tej pory do obszarów, na których należałoby się obawiać jakiś większych kataklizmów, związanych z czynnikiem wiatru. Z uwagi na występujące podobieństwo i lokalizację zjawiska (teren przylegający bezpośrednio do południowej granicy Torunia) wymieniony przypadek włączono w zakres badań przeprowadzonych w ramach niniejszej rozprawy.

W ostatnim trzech dziesiątkach lat - w wyniku komputeryzacji i gwałtownego rozwoju informatyki – ekolodzy uzyskali potężne narzędzie badawcze, jakie stanowi technologia Systemów Informatyki Geograficznej (Geographic Information Systems - GIS). Technologia GIS wspierana meto-

dami teledetekcji lotniczej i satelitarnej umożliwia szybkie i wszechstronne analizowanie przebiegu procesów w czasie i w przestrzeni oraz określanie warunków, przyczyn i skutków zaistniałych zjawisk przyrodniczych. Podstawę Systemu Informacji Przestrzennej stanowią zbiory zrektyfikowanych przestrzennie materiałów kartograficznych zarówno historycznych jak i współczesnych, zdjęć lotniczych i satelitarnych oraz bazy danych o elementach naturalnych i antropogenicznych wraz z przypisaną informacją o ich położeniu w przestrzeni geograficznej. Standardowe programy i procedury komputerowe opracowane w trakcie analizy pozwalają na sporządzenie statystycznych modeli przestrzennych badanych zjawisk. Pragnę podkreślić, że inspiracją do opracowania modelu przestrzennego szkód spowodowanych przez huraganowe wiatry na obszarze Borów Tucholskich i w rejonie Torunia była – oprócz interesującej z teoretycznego i praktycznego punktu widzenia problematyki ogólnoprzyrodniczej i ekologicznej - także możliwość zastosowania w analizach nowoczesnej technologii GIS i metod teledetekcji satelitarnej.

Niniejsza rozprawa doktorska realizowana była w ramach grantu Komitetu Badań Naukowych KBN 6 P06L 044 21. Oprócz wsparcia finansowego istotne znaczenie w jej realizacji miała pomoc, jaką uzyskałem przy pozyskiwaniu danych ze strony Nadleśnictw i Regionalnych Dyrekcji Lasów Państwowych w Toruniu, Gdańsku i Szczecinku, a także Dyrekcji Parku Narodowego „Bory Tucholskie”. Szczególnie pragnę podziękować Panu mgr inż. Jackowi Nowakowi za pomoc w opracowaniu kwerendy umożliwiającej transfer danych z SILP do opracowanego GIS. Za pomoc w opracowaniu procedur i konsultacje dziękuję panu dr Mateuszowi Trollowi z Zakładu Systemów Informacji Geograficznej Uniwersytetu Jagiellońskiego i dr Piotrowi Wężykowi z Katedry Ekologii Lasu, z Laboratorium GIS i Teledetekcji Wydział Leśny AR w Krakowie. Za pomoc w analizach statystycznych dziękuję: dr hab. Ulrichowi Wernerowi, dr Agnieszce Piernik, dr. Dariuszowi Kamińskiemu a w sporządzeniu wydruków koledze mgr. inż. Piotrowi Godlewskiemu. Za wsparcie moralne i finansowe dziękuję rodzinie.

2. Stan badań polskich i światowych nad zjawiskiem wiatru i jego niszczycielskimi wpływami

Z literatury ekologicznej wynika, że w ostatnim trzydziestoleciu większość badań nad szkodami wiatrowymi prowadzona była na niemal wszystkich kontynentach. Szkody powstałe w lasach były rozpatrywane jako skutki zmian globalnych lub też jako przyczyny zwiększające te zmiany wskutek zmniejszenia powierzchni leśnej. W wielu badaniach tego typu stosowane były metody tele-detekcji i technologia GIS, w tym programy komputerowe używane również w niniejszej pracy (np. Foster i Boose 1992; Wright i Quine 1993; Lekes i Daudul 2000; Mitchell i in. 2001; Quine i Bell 1998). Badania te nawiązywały do wcześniejszych analiz mechanizmów i skutków wiatru w lasach podejmowanych w połowie XIX wieku.

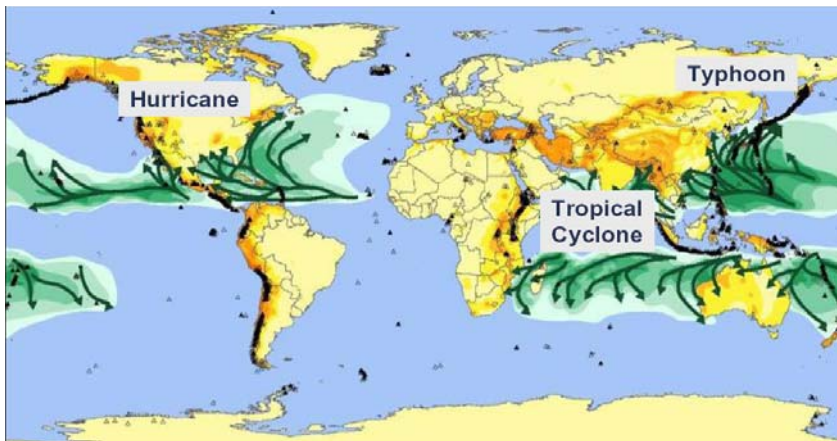
2.1 Aspekty dotychczasowych badań obszarów leśnych zaburzonych czynnikiem wiatru

Tematyka dotycząca poziomego ruchu mas powietrza względem powierzchni ziemi, czyli zjawiska określanego powszechnie jako WIATR, i jego związku z panującym klimatem, warunkami anemometrycznymi i ich dalszymi powiązaniem z występowaniem określonych typów roślinności pokrywających teren oraz wzajemnych interakcji tych czynników, jest obecna w literaturze od co najmniej 150 lat, a więc od II połowy wieku dziewiętnastego. O znaczeniu lasów w przyrodzie pisali już w tym czasie Weinberg (1884), Löffelholz-Colberg (1872) czy Becquerel (1853). Zagadnienia dotyczące meteorologii leśnej i rolnej zajmowały takich naukowców jak Ursh i Connaughton (1938), Mathieu (1876, 1888) lub Ebermayer (1873, 1895) tudzież Schubert (1892, 1893, 1895, 1900) czy Schreiber (1899) lub Hoppe (1898). O stosunkach hydrologicznych i ich powiązaniu z lasami nadmieniali w swoich publikacjach z przełomu wieków XIX i XX Rittmayer (1893) oraz wspomniany wcześniej Schubert (1907). Poza całą rzeszą naukowego gremium Europy zachodniej i carskiej Rosji tematyką wpływu lasu na klimat i wody zajmowali się także myśliciele rodzimi, na przykład we Lwowie Eugeniusz Romer (1913) czy Badian-Aszkenazowa (1913) (za Gumińskim 1951). Podstawami meteorologii, a w szczególności rozkładem i pomiarami opadów dla obszaru XIX-wiecznych Czech niemieckich, zajmowała się w Pradze Studnicka (1888). Ponadto w tymże mieście opisał i wydał pracę dotyczącą stosunków cieplnych niejaki Gregor (1939). Opadami atmosferycznymi i ich powiązaniem z obecnością dużych połaci leśnych zajmował się Müttrich (1892). Wreszcie zależność wielkości opadów od występowania lasu dla terenów ówczesnego Śląska, Prus Zachodnich (Pomorza) i poznańskiego badał już w początkach XX wieku niżej wspomniany Schubert (1905, 1906).

Prawie w tym samym czasie analizowano wpływ lasów na klimat i stany pogodowe (Schreiber 1899). W okresie 20-lecia międzywojennego prężny - jak wynika z dotychczasowego dorobku - Schubert zajął się wpływem silnych, czyli prędko wiejących wiatrów w dolnych warstwach atmosfery na las i jego rolę jako wiatrochronu. Przyrodę, a więc i klimat, okręgu tucholskiego opisuje Johannes Mühlradt (1908) w swoim przewodniku po Puszczy Tucholskiej. Wspominany jest w tym dziele nie odosobniony przypadek wystąpienia silnego orkanu w roku 1905, dnia 1 lipca w miejscowości Grüntal (okolice pomiędzy Starą Kiszewą a Zblewem, obecne Nadleśnictwo Kaliska (RDLP Gdańsk). To ekstremalne zjawisko pogodowe poprzedziła bardzo wysoka temperatura powietrza – „był niewiarygodnie upalny dzień, aż powietrze drgało od gorąca”. Towarzyszył mu także - w miarę nadciągania burzy - wał chmur lub raczej czarna ściana jasno obrębionych chmur, niesamowicie szybko nadciągająca nad wieś i okolice. Według relacji świadków zaczęło robić się ciemno, błyskało się i początkowo cicho grzmiało. Zaczął wiać lekki wietrzyk, który przeistaczał się w coraz mocniejszy wiatr – burzę, by w chwilę potem przerodzić się w orkan. Inny przypadek wystąpienia orkanu w tej samej okolicy miał miejsce w pierwszy dzień Świąt Bożego Narodzenia 1902 roku. W obu przypadkach skutki jego przejścia porównywane były przez świadków do efektu przejechania wsi i okolicy przez olbrzymi walec. Burzy tej towarzyszyło bardzo mocne gradobicie, porywisty huraganowy wiatr, który zrywał dachy z domostw, ciskał dachówkami o ziemię. Wraz z gradem niszczył uprawy rolne, łamał i wywracał drzewa w lasach.

Powojenne badania nad wiatrem skupiły się głównie na pracach ogarniających podstawy wiedzy o zjawisku wiatru i miały na celu uporządkowanie zasobów wiadomości na ten temat. W tym czasie Parczewski (1949) przedstawił podział wiatrów ze względu na ich genezę, dzieląc je na wiatry cyrkulacji ogólnej, wiatry niżów i wyżów, sezonowe i miejscowe. W okresie pierwszego dziesięciolecia po II wojnie światowej badano np. wpływ zadrzewień śródpolnych i ściany lasu na prędkości i kierunek wiatrów (Gumiński 1951), traktując go na dwa sposoby, tj. wpływ czynny i bierny. Zajęto się też wpływem wiatru na pogodę w rejonach zalesionych, a właściwie rzecz biorąc na mikroklimat. Rozważano też istotę ściany lasu jako przeszkodę dla prądów powietrznych, rozkład prędkości wiatru przed kompleksem leśnym i za nim oraz w samym lesie. Wiele lat później zwrócono uwagę (Chojnacka-Oźga i Oźga 1998; Oźga 2002) na występowanie strefy większych zaburzeń kierunku i prędkości wiatru w odległości 75 m od ściany lasu, gdzie dochodzi do zwiększenia udziału wiatrów wiejących równoległe do ściany lasu i wzrostu częstości występowania wiatrów o prędkościach przekraczających 4 m/s. Prędkość taka jest konieczna do powstawania turbulencyjnego mieszania powietrza. Podobną tematykę, obejmującą przestrzenne modelowanie szybkości wiatru przemieszczającego się wzdłuż zasłon, jaki stanowić mogą np. ściany lasu, podejmowali też Vigiak i in. (2003).

W rok po publikacji Gumińskiego (1951) ukazał się artykuł (Schmuck 1952) mówiący o podziałach wiatrów na siedem grup (za Stewart'em 1945): 1 - wiatry cyrkulacji ogólnej, 2 - monsuny, 3 - cyklony pozazwrotnikowe i antycyklony, 4 - cyklony tropikalne (Ryc. 1), 5 - wiatry pochodzenia burzowego, 6 - wiatry powstające na linii szkwałów, 7 - wiatry lokalne. U innych autorów (np. Georgii 1934) znajdujemy jeszcze podział na dodatkowe dwie grupy. Stworzono też słownik zbierający nazwy miejscowe wiatrów nielokalnych, tzn. wiatrów, które powstają wprawdzie na skutek ogólnej cyrkulacji atmosferycznej na wielkich obszarach, ale w danych regionach mają specjalną nazwę. Standardowe hasło tego słownika zawierało nazwę takiego wiatru, jego umiejscowienie geograficzne, podanie ich najważniejszych cech charakterystycznych oraz, jeśli to było możliwe, wyjaśnienie ich powstania i znaczenie danej nazwy. Obecna była też zapowiedź rychłego uzupełnienia luk w tymże leksykonie, w miarę zbierania nowych materiałów.



Ryc. 1. Cyklony tropikalne na świecie
(Weindl 2006, w: www.mathematik.uni-ulm.de/stochastik/aktuelles/sh06/sh_weindl.pdf).

Z punktu widzenia fizyki atmosfery i meteorologii synoptycznej wiatr był traktowany przez Cwojdziańskiego (1956) jako zjawisko fizyczne. Wartości i współczynniki fizyczne dla niego charakterystyczne przedstawione zostały w artykule o wietrze jako jedne z podstawowych czynników warunkujących konkretny stan fizyczny atmosfery w określonym miejscu i czasie.

Jedną z takich wielkości fizycznych - chyba najważniejszą jeśli chodzi o określenie siły i znaczenia wiatru - jest jego prędkość, wraz z którą wrasta szybkość pionowego przenoszenia energii cieplnej, pary wodnej i zanieczyszczeń atmosferycznych oraz zwiększa się proces parowania. Wiadomo też, że tylko przy pewnych przedziałach prędkości wiatru powstają określone zjawiska, takie jak: mgły radiacyjne oraz adwekcyjne, rosa i szron czy rodzaje szadzi. Celem uporządkowania poglądów na temat podziałów prędkości i częstości wiatrów Parczewski (1960) przedstawił klasyfikację przedziałów prędkości wiatrów w zastosowaniu do opracowań klimatycznych i bioklimatycznych. Opierając się na badaniach wielu autorów polskich jak i zagranicznych opracowano projekt nowej

klasyfikacji prędkości wiatrów, zawierający przedziały (5 klas) i podprzedziały (8 klas) oraz prędkości, ich nazwy i ogólną charakterystykę towarzyszących im turbulencji.

O bardziej szczegółowe analizy pokusił się Wierzbicki (1968), rozpatrując poszczególne prędkości wiatrów wiejących w Polsce na różnych wysokościach. Obliczając rozkłady tych prędkości brano pod uwagę szorstkość podłoża, o które trze wiatr, i jego ciśnienie oraz ich wzajemne zależności. Wyniki zebranych w całej Polsce pomiarów prędkości wiatrów, zredukowano do wysokości 10 i 25 metrów nad gruntem za pomocą wzoru Łajchtmanna (1944). W analizie porównawczej opracowanych map wykazano ogólne cechy wietrzności na zadanych poziomach (10 i 25 m) w różnych porach roku na obszarze Polski, wspólne dla obu poziomów. Na podstawie mapy średniego rocznego rozkładu prędkości wiatrów wyróżniono trzy strefy wietrzności: silnej, przeciętnej i słabej. Obszar Borów Tucholskich zakwalifikowany był w tym podziale do strefy środkowej, czyli przeciętnej, o prędkości wiatru od 3 m/s do 4 m/s i dającej ciśnienie od 0,575 kG/m² do 1,0 kG/m².

Nad wpływem typu podłoża na kierunek i prędkość wiatru zastanawiała się również Lewińska (1971), obrawszy za obszar badań dolinę rzeki San. W badaniach tych analizowano dobowe zmienności kierunków wiatru dolnego a także wpływ doliny górskiej na rozkład kierunków wiatru z wysokością. Obok rozkładu kierunku wiatrów w dolinie, opracowano rozkład częstotliwości prędkości w oznaczonych klasach, średnie prędkości w czasie dziennej i nocnej pory doby oraz wskaźnik aktywności cyrkulacji powietrza.

Aktywność wiatrów w Polsce badano (Wójtowicz 1963) stosując pełną interpretację dotychczasowych materiałów i rozpatrując problem po postawieniu pytania: kiedy wiatry z danego kierunku wieją najczęściej, czyli kiedy są one najbardziej aktywne? W zakresie ogólniejszym dla obszaru całej Polski rozważano (Lityński 1969) związek pomiędzy typami cyrkulacji a typami pogody na podstawie materiałów z okresu 1900-1966. Podano też obiektywną metodę liczbowej klasyfikacji typów cyrkulacji i typów pogody. Meteorologiczne podstawy zniszczeń w lesie na postawie szkód, jakie wyrządził huragan „Lothar” w 1999 r. analizowali Mayer i Schindler (2004). Zasoby energii wiatru w Polsce próbowała ocenić Lorenc (1991, 1992). Badała ona także strukturę i zasoby energetyczne wiatru na terenie naszego kraju (Lorenc 1996). Opisując m.in. charakterystykę wiatru z porywami i trąbami powietrznymi, analizowała warunki meteorologiczne i prawdopodobieństwo ich występowania, długość cykli porywowych i ich zależność od występowania frontów atmosferycznych. Wiatr traktowany był także przez autorkę (Lorenc 1999) jako element zagrożenia, podobnie jak opisywał to Lisowski (1993) dokładnie analizując szkody i straty wietrzne, ich rozmieszczenie przestrzenne a także występowanie silnych wiatrów w Polsce. Podobną tematykę obejmuje raport dla towarzystwa ubezpieczeniowego Guy Carpenter (2003), opisujący występowanie maksymalnych prę-

kości wiatru w Polsce. Większość treści raportu poświęcona jest skutkom działania porywistych wiatrów na terenach polskich.

Feny gór wysokich na przykładzie polskich Sudetów. Osobnym zagadnieniem w literaturze dotyczącej zjawisk ekstremalnych jakim bywa wiatr jest występowanie lokalnych wiatrów noszących wspólną nazwę fen. Fen jako wiatr gór i dolin zaliczany jest przez Parczewskiego (1949) do dynamicznych wiatrów miejscowych (wiatrów opadających) ciepłych i suchych typu halnego. Niektórzy autorzy rozpatrywali na przykład występowanie dwóch rodzajów fenów w Karkonoszach. Istnienie fenów cyklonalnych i odróżniające się od nich feny antycyklonalne (charakterystyczne dla gór wysokich np. Alp) w górach średnich, poddane zostało pod dyskusję. Rozważano także na temat częstości ewentualnego występowania fenów oraz analizy warunków, w jakich zjawisko to może mieć miejsce. Z analiz Zipser-Urbańskiej (1969) wynikało, że istotnie zjawisko takiego wiatru ma miejsce w Karkonoszach, których szczyty leżą w dolnej strefie zasięgu antycyklonalnych fenów. Z częstością roczną 16% występują one w półroczu zimowym, powodując kilkugodzinne wahania ciśnienia atmosferycznego w dolinach jak i gwałtowne mikrowahania barometryczne, charakterystyczne dla środowisk dolin alpejskich. Problem definicji zjawisk fenowych i ich klasyfikacji na przykładzie Karkonoszy podejmowany był wielokrotnie przez Kwiatkowskiego (1975ba, 1979), który razem z Woźniakiem podjęli próbę określenia mezoklimatu Równi pod Śnieżką oraz regionów południowo – zachodniej i środkowej Polski (Kwiatkowski i Woźniak 1979).

Wiatry fenowe mają też niebagatelny wpływ na stan i proces degradacji drzewostanów sudeckich a w szczególności karkonoskich (Capecki i Zwoliński 1984; Kwiatkowski 1969, 1975b). Sztandarowym przykładem wśród katastrof, do jakich doszło w lasach górskich tego regionu, jest huragan, który nawiedził Góry Izerskie, Karkonosze oraz masyw Śnieżnika w początkowych dniach listopada 1966 r. Zniszczył drzewostany świerkowe, głównie starszych klas wieku, ogałając z szaty leśnej niejednokrotnie duże łączne powierzchnie górskie, na wysokości od 700 do 1200 m n.p.m. Szkody do jakich doprowadził huragan wiejący z prędkością 120-160 km/h wyniosły ok. 500 tys. m³ drewna (Bilczyński 1967). Na jego przykładzie omawia się sytuację synoptyczną, jaka miała miejsce 4-6 listopada 1966 r. i porównuje do niej inne podobne przypadki wiatrołomów górskich w Polsce (Kwiatkowski 1969). Na tej podstawie autor dowodził związków klimatologicznych uwarunkowań powstania wyłomów w Karkonoszach. Nie bez racji powiązał tak mocne w skutkach prądy powietrzne typu fenowego z sytuacją baryczną panującą wówczas w Europie. Zwłaszcza, że sytuacja taka miała miejsce w latach poprzednich (w 1965 r.) i powtarzała się dość często w następnych latach (np. 1968 r.), indukując powstanie silnych wiatrów w rejonach górskich (np. wiatr typu fenowego w Tatrach, czyli halny). Najczęściej panującą sytuacją baryczną w Europie, towarzyszącą fenom w górach

jest taka, gdy nad Europą rozbudowują się dwa wyraźne ośrodki baryczne. Nad Europą wschodnią usytuuje się rozległy wyż z centrum np. nad Ukrainą a nad Atlantykiem głęboki układ niżowy (np. islandzki), z charakterystycznym wysokim gradientem ciśnień pomiędzy oboma ośrodkami, sięgającym do 60 mb (Kwiatkowski 1975b). Autor dokonał tu też podziału szkód (wywałów i wywrotów) na 2 typy: 1 - wiatrołomy stoku dowietrznego, czyli transfluencyjne, 2 - wiatrołomy stoku odwietrznego, tj. fenowe: stokowe i dolinne. Kryterium jakie przyjął była forma terenu, na którym powstały szkody, jego ekspozycja w stosunku do kierunku prądu powietrza oraz mechanizm powstawania wiatrołomu. Dowodził też, iż duża prędkość wiatru jest warunkiem dostatecznym dla powstania wywałów, ale nie zawsze wystarczającym. Nie mniej ważnym warunkiem ich powstawania jest odpowiednia sytuacja stratyfikacyjna termiki atmosfery, a dodatkowymi czynnikami są: wiek drzewostanu, jego stan sanitarny, stan gruntu pod okapem, występowanie okiści bądź szadzi, traktowane jako czynniki o znaczeniu lokalnym.

Polskie Tatry. Zniszczenia w lasach Tatrzańskie Parku Narodowego spowodowane przez wiatr halny wiosną 1968 roku stały się powodem do wielu dyskusji i dywagacji nad istotą tego wiatru typu fenowego (Bzowski i Dziewolski 1973). Wiatr halny wyrządził tam w dniach 6-7 maja 1968 r. znaczne szkody, obejmujące swoim zasięgiem powierzchnie ponad 375 ha a wyrobiona po oszacowaniu kłesk grubizna sięgnęła ponad 147,6 tys. m³ drewna. Zniszczeniami objęte były głównie drzewostany świerkowe (jako przeważające na tym terenie) o małym zróżnicowaniu wieku. Większość szkód objęła drzewa w V klasie wieku i wyższych o jednowarstwowej strukturze, bez nalotów i podrostów. Gros zniszczeń rozpoczęła się od nawietrznych ścian lasu (zwłaszcza tych ograniczających dawne zakłócone wiatrem powierzchnie) i polan oraz przecinek pod drogi czy luk i innych powierzchni nie stanowiących wydzieleń leśnych, ale mających charakter drzewostanu przeredzonego. Wnioski jakie wypłynęły wtedy z badań Bzowskiego i Dziewolskiego (1973) to konieczność przebudowy struktury drzewostanowej z naciskiem na wprowadzenie różnych gatunków, np. wprowadzanie kępowo jodły i buka w młodych partiach w reglu dolnym i redukcja świerka. Celem podniesienia odporności na destrukcyjne działanie wiatru zalecano powiększenie zróżnicowania wiekowego oraz w Obrębie struktury pionowej – różnowiekowe drzewostany mają niżej osadzone korony, co podnosi ich stabilność poprzez obniżony środek ciężkości. Przykładowo w latach 1986 – 1990 na terenie TPN na skutek działalności wiatru halnego zniszczeniu uległo ponad 19 tys. m³ drewna, w tym ponad 50% przypadło na rok 1989, a miesiącami w czasie których doszło do największych zniszczeń były luty (15%) i grudzień (68%). Wywroty i złomy wystąpiły głównie w rezerwatach częściowych, natomiast na terenie rezerwatów ścisłych powstały tylko lokalnie w końcu roku 1990 (Mączka 1991).

Na przykładzie Tatr specyfiką fenów, ich zależnością od stanu pogody, podziałem i klasyfikacją oraz warunkami powstawania zajmowano się wielokrotnie na łamach Gazety Obserwatora czy Wiadomości Służby Meteorologicznej i Hydrologicznej (Parczewski 1949, 1960; Stachlewski 1972; Orlicz 1954). Sam wiatr halny żywo wpływa zarówno na stany pogodowe (Rajwa 1991; Siadek 1970) jak i na samopoczucie ludzi (Kaniewski 2004), wywołując poczucie senności, popadanie w stany depresyjne czy agresję lub autoagresję. Charakterystyczną jest odnotowywana w podhalańskich kronikach kryminalnych rosnąca liczba bójek, rozbojów, zabójstw i samobójstw w okresach wiania halnego (Trepieńska i in. 2005). Wiatr ten, a zwłaszcza gwałtowne spadki ciśnienia mu towarzyszące, mogą być przyczyną przypadłości układu krążenia i innych chorób (Łukaszewski 1969; Gabała 1981). Także wszelkiego rodzaju pogotowia i dyżurni psychologów odnotowują zintensyfikowany napór potrzebujących porady i interwencji (Przybyła 1991). Nie bez racji pozostaje zatem powiedzenie ludowe: „wieje jakoby się kto powiesił”.

Kwestia degradacji czy zamierania drzewostanów to problem, u którego podstaw leżą przyczyny dwojakiego rodzaju: antropogeniczne i naturalne. Te pierwsze następują najczęściej na skutek zanieczyszczenia środowiska przyrodniczego a drugie mogą być efektem pośrednim zmian klimatycznych (Kozak 1996). Częściowo efekty takich zjawisk przedstawione są przez autorów jako wylesienia i uszkodzenia drzewostanów głównie w ekosystemach lasów górskich - karpaccich (Capecki 1983, 1986; Barszcz i in. 1994, 1995) czy z pogranicza Czech i Niemiec – na terenie Rezerwatu Biosfery Las Bawarski (Bosch i in. 1983). Omawianymi głównie czynnikami, mogącymi zaważyć na skali zniszczeń są rzeźba i ukształtowania terenu, które mają istotny wpływ na modyfikację przepływu powietrza. Jej znaczenie opracowywano głównie dla lasów usytuowanych w Karpatach bądź Sudetach (Szymaniuk 1927a, b, c; Budziszewska i Morawska-Horawska 1969; Bocheński i in. 1966; Jewuła 1975; Ustrnul 1992; Troll 1995; Kozak 1996; Koziński 2000, 2001, Koziński i Nienartowicz 2006 a i b). O wpływie urozmaiconej rzeźby terenu na powstawanie wiatrołomów pisał również Ruel i in. (1998).

Jednym z czynników mogących wpłynąć w sposób powodujący wiatrołomy jest prędkość wiatru. Jej chwilowy przyrost o co najmniej 5 m/s ponad średnią dziesięciominutową nazywa się porywem wiatru. Wywołuje go turbulencja dynamiczna lub termiczna atmosfery. Zjawisko to wespół z nagłą zmianą prędkości i kierunku wiatru wraz z wysokością indukują obciążenie wiatrowe drzew i doprowadzają do ich uszkodzeń. Tak właśnie gwałtownie i często zmieniające się prędkości przepływającego w postaci wiatru powietrza są bezpośrednimi przyczynami powstawania wiatrołomów, gdy przy naprężeniach niższych od wytrzymałości doraźnej drewna dochodzi do szkód w warstwie drzewostanowej ekosystemów (Zajączkowski 1991).

Ukształtowanie terenu jako czynnik wpływający na przenikanie mas powietrza w głąb drzewostanu odgrywa też ważną rolę w innych mniej urozmaiconych geomorfologicznie rejonach Polski. Wystarczająco jednak deniwelacje charakterystyczne dla rzeźby młodoglacjalnej, aby móc już odnotować znaczne lokalne zmiany kierunku, prędkości i porywistości wiatru (Ozga 2002).

Ekonomia i gospodarka leśna. Literatura fachowa (Sylwan, Las Polski) obfituje w coroczne raporty i opracowania dotyczące klęsk żywiołowych w lasach Polski m.in. Krzysik 1955; Wilczkiewicz 1956; Capecki 1971; Teterycz 1999; Glanc i Jakubowski 1999; Dziegielewska 2001; Kołodziejczyk 2001; Stocki 2002.

Innym jeszcze, aczkolwiek nie do pominięcia, aspektem odnoszącym się do skutków wystąpienia szkód od wiatru bądź śniegu jest aspekt ekonomiczny. Nie trzeba wyjaśniać, że właściwie każdy wiatrołom czy okiść, chociażby najmniejsze, wprowadzają zaburzenie nie tylko w samym ekosystemie leśnym, ale też w planowanej na kilka lat wcześniej lub co najmniej rok wcześniej gospodarce leśnej, planie cięć, ustanawiania rębni itd. W drzewostanach, im większe zachodzą zmiany o gwałtownym charakterze, tym radykalniejsze środki należy podejmować. Przede wszystkim należy zachować hierarchię pilności prac, a ich kolejność musi być określona w zależności od układu warunków siedliskowych, stanu lasu i możliwości wykonawczych jednostek administracyjnych (Zajączkowski 1991). Ogrom prac i działań o charakterze globalnym i lokalnym ujawnił się na przykład po huraganach, które przeszły na Europę w roku 1990 czy 1999 lub nad Puszcą Piską w 2002 r. Należało je podjąć celem utworzenia warunków do pozyskania i zagospodarowania lub zabezpieczenia drewna przed deprecjacją (stratą na wartości). Do działań globalnych jakie podejmowano w Europie, a w szczególności w Niemczech, należały między innymi ułatwienia w zatrudnianiu podmiotów gospodarczych świadczących usługi na rzecz leśnictwa, zezwolenie na transport drewna w dni wolne od pracy (zakaz poruszania się TIR-ów po drogach w weekendy obowiązujący już także w Polsce), czy wprowadzenie zakazu importu drewna (Giefing 1995a, 1995b). Do codziennych problemów jednostek gospodarczych zajmujących się usuwaniem skutków działalności wiatru należą kalkulacje opłacalności drewna wyrabianego na terenie pokłeskowym, czy obciążenia i stawki jakie należy wprowadzić na okres uprzątania złomów i wywrotów (Gliszczyński 1999; Capecki 1975; Trzaskowski 2002), by na przykład oczyścić drogi dojazdowe z zalegających pni. Znaczącą kwestią jest też walka z czasem by nie dopuścić do gradacji szkodników (Bilczyński 1967; Bychawska 1981, 1983) lub wybuchu pożarów, zwłaszcza jeśli – jak miało to miejsce w Puszczy Piskiej /lipiec 2002/ czy w Nadleśnictwach Gniewkowo, Dobrzejewice czy Jamy (RDLP Toruń) /lipiec 2001r./ - huragany wystąpiły w okresie wiosenno letnim, gdy istnieje większe zagrożenie pożarowe niż np. w miesiącach zimowych (huragany „Lothar” czy „Martin”). Ważnymi są tu więc nie tylko metody usuwania samych szkód,

ale także ekonomia, dyktująca warunki, które trzeba spełnić, aby w tym nieszczęściu jakim jest klęska wiatrołomu, opłacalnym było pozyskiwanie drewna (Suwała 2004). Osobną kwestią jest postępowanie na terenach górskich, gdzie rozważa się też wysokie koszty transportu ze względu na duże deniwelacje i nachylenia w trudno dostępnym terenie (Kościński 2000, 2001). Ważnym zagadnieniem jest organizacja pracy, środków transportu i dostępność urządzeń oraz narzędzi do ścinki i wyrabiania masy drzewnej adekwatnych do aktualnych potrzeb na danym terenie (Bilczyński 1967; Zajączkowski 1991). Inną kwestią jest pozyskanie dodatkowych etatów na drewno, które to mogą zwiększać się wielokrotnie w przypadku oszacowania szkód z wiatrołomów w porównaniu z planowanym, normalnym pozyskaniem drewna (Gust 2001).

Dyskutowaną kwestią na wszelakich branżowych i naukowych łamach jest też sprawa jak gospodarować powierzchniami leśnymi pokłeskowymi lub co zrobić z częściowo zniszczonymi drzewami – dać szansę na odrodzenie się czy je wycinać (Zajączkowski 1991). W wielu przypadkach odłamaniu ulegała tylko górna część korony, ale z pozostawionych okaleczonych w ten sposób drzew, wg przedstawionych statystyk, następnego roku dożywa tylko niecałe 5%. Reszta, na skutek naprężeń jakie w nich powstają i ubytku aparatu asymilacyjnego usycha (Gust 2001). Kwestia ta mogła mieć miejsce także na obszarze zniszczonej Puszczy Piskiej (RDLP w Białymstoku 2002), gdzie już na masową skalę przeprowadzono eksperyment zaproponowany między innymi przez prof. Rykowskiego z IBL (Trzaskowski 2002), dzieląc całą powierzchnię uszkodzoną na 3 kategorie: 1 - lasy rezerwatowe (referencyjne - autoodnowienia bez ingerencji ludzkiej), 2 - obszar lasów zagospodarowanych w sposób szczególny, po uprzednim całkowitym lub tylko połowicznym wywiezieniu biomasy uszkodzonego drewna i pozostawieniu wolnej ręki naturze (z ewentualną ingerencją w odnowienia poprzez zasiewy). Kategorię 2 podzielono na dwie dodatkowe z użytkowaniem selektywnym i powierzchnie tzw. ochrony czynnej. Kategoria 3 to lasy gospodarki i zabiegów prowadzonych w sposób tradycyjny (Trzaskowski 2002). Standardowe zabiegi pokłeskowe opisuje również Zajączkowski (1991). Pewną niszę wśród artykułów o katastrofach w lasach zajmują analizy ratowania drzewostanów dotkniętych żywiołem śniegołomów (Peltola i in. 1997). Występowanie potencjalnych długoterminowych zagrożeń w drzewostanach po śniegołomach powoduje też obawy przed przebarwieniami, zgnilizną oraz owadami żerującymi na drewnie. Zjawiska te są niepożądane w leśnictwie i drzewnictwie. Stąd drzewostany pokłeskowe, jako szczególnie narażone na te czynniki, wymagają długoterminowych prognoz i ocen pod względem szkód (Hopkin i in 2001). Wpływ prac odnowieniowych, mających na celu podnieść odporność drzew na działanie wiatrów, poruszany był wielokrotnie na przykładzie świerka karpackiego z regła górnego (Holeksa i in. 1996). Śmiertelność drzew liściastych, które ucierpiały na skutek śniegołomów jest większa, jeśli klęska ta zostanie je w stanie ulistnionym (Zajączkowski 1991). Na przykład w po śniegołomie w roku 1998, takie gatunki liścia-

ste takie jak: *Populus tremuloides* (topola osika), *Tilia americana* (lipa amerykańska) oraz *Betula papyrifera* (brzoza papierowa) odznaczały się największymi zniszczeniami koron. W roku 1998 śmiertelność dotyczyła klonu, lipy, jesionu oraz osiki. Jednak w roku 2000 i 2001 śmierci uległo tylko około 1-2%. Drzewa, które miały uszkodzone ponad 75% korony umierały najczęściej do roku 2001 (Hopkin i in 2003). Osobniki o mniejszych pierśnicach były mniej uszkodzone niż drzewa o większych pierśnicach.

Ważnym problem są również sposoby zapobiegania powstawaniu wiatrołomów, na skutek stosowania określonej gospodarki rębniowej. Ścierają się tu poglądy dotyczące mniejszej czy też obniżonej odporności na skutki działania wiatru lasu z zainicjowaną rębnią częściową (Gust 2001), ulepszania warunków zakorzeniania się, modyfikacje składu gatunkowego, stosownie różnych rodzajów cięć pielęgnacyjnych i rębni w stosownym czasie i wymiarze przestrzennym (Zajączkowski 1991). Przedstawia się również ocenę zabiegów technicznych na granicy zrębów mających na celu obniżenie ryzyka oraz szkód od wiatrołomów (Rowan i in. 2003; Mitchell i in. 2001). Zabiegi obejmowały redukcję większości gałęzi korony oprócz tzw. przewodnika (top-pruning), obcięcie wierzchołka korony (topping) oraz rozluźnienie zwarcia poprzez trzebieże na granicy zrębu (feathering). Potencjalny wpływ działań hodowlanych analizował również (Ruel 1995). O wpływie zrębów na szkody od wiatru w sąsiednich, odsłoniętych drzewostanach piszą Zeng i in. (2004), Koziński (2000, 2001), Kwiatkowski (1969) oraz Koziński i Nienartowicz (2006 a, b).

Pasożyty i choroby drzew. Do powstawania wiatrołomów przyczynia się cały ciąg czy zespół szkodliwych czynników biotycznych i abiotycznych postępujący w reakcji łańcuchowej procesu deprecjacji drzewostanów. Jednym z ogniw takiego łańcucha może być pasożyt jakim jest huba korzeni *Heterobasidion annosum* występująca masowo w lasach sadzonych po wojnie na gruntach porolnych. Jej destruktywne działanie powoduje obumieranie korzeni, które zmniejszając swój zasięg, a tym samym masy gleby z nimi związanej powiększają podatność drzew na szkodliwe działanie wiatrów. Potęgowane jest to przez niewłaściwe, tj. zbyt intensywne stosowanie zabiegów pielęgnacyjnych (trzebieży schematycznych, pozostawianie pniaków) w drzewostanach sosnowych na gruntach porolnych, co powoduje obniżenie zadrzewienia, wzrost potencjału infekcyjnego i bazy rozrodczej patogenu oraz lukowatość drzewostanu (Rykowski i Sierota 1983). Rozważane są przez autorów także sytuacje odwrotnej kolejności występowania czynników szkodliwych. Mianowicie naruszenie przez wiatr systemów korzeniowych drzew zdrowych oraz uszkodzenia takie jak otarcia kory, naderwania, złamania, stwarzają warunki wzrostu zagrożenia drzewostanu przez grzyby korzeniowe. Powstające w ten sposób miejsce dostępne dla penetracji pasożytniczej (infekcja pierwotna) tworzą kolejne ogniwa łańcucha chorobowego. Podobne przykłady takie podaje Hintikka (1974) dla

fińskich drzewostanów świerkowych (za Rykowskim i Sierotą 1983). O pojawach innych szkodników wtórnych, np. cetyńcach, które zasiedlają drzewa uszkodzone przez huragany (a w porę nieusuńnięte) by następnie zasiedlić zdrowe drzewostany sąsiednie, pisała Bychawska (1983). Podobną tematykę dotyczącą wpływu porażenia przez hubę korzeni *Heterobasidion annosum* wśród drzewostanów sosnowych i świerkowych na podstawie wiatrołomów podjęli też Łakomy i in. (1991).

Wiatr jako czynnik działający destrukcyjnie na wysoki las ma równie istotny wpływ na dynamikę nieorganicznych związków pokarmowych w glebach (Yeakley i in. 2003). Z kolei przy powstawaniu wiatrołomów w drzewostanach sosnowych odgrywa niebagatelną rolę odczyn gleb (Mayer i in. 2004, 2005). Autorzy stwierdzają, że większe szkody wystąpiły na glebach kwaśnych (czyli na piaskach porośniętych przez bory sosnowe) niż na glebach, gdzie dominują lasy liściaste. Znaczenie zakwaszania gleb i usuwanie azotu zadecydowało w szwajcarskich lasach o wielkości szkód wywołanych także huraganem „Lothar” (Braun i in. 2003). Huragany mogą wpływać też na straty w zasobach węgla zawartego w glebach leśnych (McNulty 2002; Thürig i in. 2005). Nad wpływem nadmiaru (bądź niedoboru) azotu na podatność sosny zwyczajnej na uleganie szkodom od wiatru i śniegu, zastanawiał się w swoich artykułach Valinger (1992), Valinger i in. (1994, 1996) oraz Morling i Valinger (1999).

Różnorodność gatunkowa lasów zależy od genezy podłoża, na których one rosną (Nienartowicz i in. 2001). Z prac Nienartowicza i in. (2003) oraz Koziańskiego i Nienartowicza (2006) wynika, iż w lasach szkody od wiatru powstają występują częściej niż w lasach, których rozwój nie był zakłócany użytkowaniem rolniczym gleb. Lasy odtworzone na glebach porolnych odznaczają się przy tym zazwyczaj mniejszą różnorodnością gatunkową spowodowaną głównie spadkiem żyzności podłoża. O zalesianiu gruntów porolnych i słabej kondycji lasów wtórnych pisali m.in. Gorzelak (1999) i Michowiecki (2001) oraz Sobczak (1996).

Gwałtowne zmiany w strukturze środowiska leśnego wywołane przez huraganowe wiatry, takie jak „Lothar” czy „Martin”, mogą odbijać się np. na zagęszczeniu i rozmieszczeniu przestrzennym populacji sarny i jeleni (Widmer i in. 2004; Said i Servanty 2005), co w konsekwencji również wpływa na ekosystemy, w których występują te zwierzęta.

Próbie odpowiedzi na pytanie jak wpływa zniszczenie drzewostanu przez huragan oraz towarzyszące temu zjawiska, odsłonięcie nienaruszonej strukturalnie gleby i jej przesuszenie na zgrupowanie biegaczowatych podjęli Skłodowski i Zdziach (2005). Badaniem objęto populacje *Carabidae* występujące w Puszczy Piskiej, a ich celem było określenie jak głębokie zmiany w strukturze zgrupowań chrząszczy spowodowały zaburzenia lasu przez huragan. Zaobserwowane zmiany polegały głównie na zastępowaniu gatunków leśnych przez nieleśne, o większej tolerancji na czynniki abiotyczne.

Modele oceny ryzyka. Modelami oceny ryzyka wystąpienia szkód od wiatru oraz śniegu w drzewostanach sosnowych, brzozowych i świerkowych na podstawie cech fizycznych pojedynczych drzew, właściwości siedliska opracowali Valinger i Fridman (1997, 1998, 1999). Dynamiczną analizę zjawiska wiatrołomów, przeprowadził m.in. England i in. (2000), zaś dynamiczny model zachowań populacji świerka sitkajskiego w czasie występowania silnych wiatrów opisywali Saunderson i in. (1999). Ocenę stopnia zagrożenia wiatrowałami i wiatrołomami pojedynczych drzew, i całych drzewostanowych, zlokalizowanych przy granicach polno leśnych oraz na skraju powierzchni zrębowych tworząc matematyczne modele ryzyka zajścia tych niekorzystnych zjawisk, zajmowali się Peltola (1996b), Peltola i Kellomaki (1993), Peltola i in. (1997, 1999). Autorzy ci przeprowadzili badania głównie w populacjach sosny zwyczajnej *Pinus sylvestris*, świerka pospolitego *Picea abies* i brzozy *Betula sp.* W podobnym aspekcie przeprowadzano badania drzewostanów świerka sitkajskiego *Picea sitchensis* w Irlandii (Ni Dhubhain i in. 2001). W czasie badań przeprowadzano obliczenia wielkości strumienia wiatru oraz jego tzw. momentu skrętu. Podobnie jak w przypadku definiowania ryzyka uszkodzenia drzew przez wiatr zastosowano model matematyczny przepływu powietrza i metodę analizy przestrzennej (Lekes i Dandul 2000).

Modele matematyczne opisujące zależności dynamiki oddziaływania drzew na wiatr tworzyli również Kerzenmacher i Gardiner (1998). Opracowaniem strategicznych działań w gospodarce urządzeniowo leśnej, mających zapobiegać ryzyku wystąpienia szkód od wiatru, ognia i śniegu zajmowali się Kellomaki, Peltola i in. (1998) oraz Gardiner i Quine (2000a). Metodę sztucznych sieci neuronowych do oceny ryzyka wystąpienia wiatrołomów na poziomie oddziaływań leśnego zastosował Hane-winkel (2005).

Dla uniknięcia strat gospodarczych tworzono jednocześnie i porównywano pary modeli (Gardiner i in. 2000b). Miały one za zadanie obliczanie wymaganych prędkości wiatrów oraz i ocenę ryzyka wystąpienia szkód w lasach szpilkowych do jakich może dojść w momencie wystąpienia tych prędkości progowych. Pracę, w której realizowano takie cele badawcze opublikowali także Achim i in. (2005).

Przy opracowywaniu modeli pomocnymi okazały się być metody jakimi posługiwali się badacze lasów określający ich dynamikę i stopień rozwoju. Dla skartowania terenu nawiedzonego kłęską śniegołomów użyli oni metody polegającej na schematycznym obrysowywaniu obszaru z samolotu, z pomocą dokładnych map topograficznych z wysokości 60-100 m (np. Scarr i in. 2003). Narysowany schemat powierzchni badawczej był następnie digitalizowany za pomocą narzędzi GIS. Materiały z obserwacji teledetekcyjnych posłużyły im do wyłączenia ze schematu obszarów nie zalesionych i zadrzewionych. Testowe pomiary powierzchni i granic zniszczeń prowadzone na ziemi trady-

cyjnymi pomiarami wykazały, że metoda schematycznego mapowania z samolotu jest wystarczająco dokładna (Scarr i in. 2003).

Badaniom podlegały także fizyczne właściwości drzew (Valinger i in. 1993), obejmujące następujące zagadnienia: wzrost średnicy pnia pod wpływem czynników zewnętrznych, takich jak np. napór wiatru (Lundqvist i Valinger 1996), lub jak giętkość, elastyczność czy stabilność (Peltola i in. 2000). Badano także podatność na kołysanie przez wiatr strzałą np. sosny (Peltola 1996a; Wilson i in. 1999; Acelin i in. 2004). Hassinen i in. (1998) opisują nową metodę pomiaru kołysania drzew, z wykorzystaniem wiązki światła podczerwonego i odbiornika. System okazał się wystarczający do pomiarów w terenie, elastyczny i możliwy do stosowania w różnych warunkach. Wynik pomiaru może być problematyczny w interpretacji przy bardzo silnych wiatrach powodujących silne odchylenia strzały. Ta nowa metoda ułatwiła znacznie analizę danych i w porównaniu z innymi sposobami pomiaru (np. video) jest dużo szybsza i równie dokładna. Do oszacowania zagrożenia kłeską wiatrołomu badacze posługiwali się doświadczeniami wykorzystującymi tunele aerodynamiczne (Ruel i in. 1997). Niektórzy, np. Valinger i in. (1994, 1995), rozważali problem mechanicznego nacisku bądź stresu oddziałującego na sadzonki sosny szkockiej w stanie uśpienia i ich pobudzanie do wzrostu.

Przy pomocy metod matematycznych porównywano częstość wiatrołomów i szkód spowodowanych wiatrem w lasach o różnej historii, zarówno w naturalnych jak i na plantacjach leśnych (Quine i in. 1999). Badano też szereg różnorodnych czynników roślinnych, które wpływają na strukturę przestrzenną i wielkość szkód, takich jak skład gatunkowy drzewostanu, architektura koron, wysokość i pierśnica drzew (Peltola i in. 2000; Wilson i Oliver 2000) oraz cechy stanowiska, z których najważniejsze to elewacja i ekspozycja (Peterson i Pickett 1990). Kompleksowa analiza różnorodnych czynników wpływających na wielkość i rozmieszczenie szkód była prezentowana w licznych artykułach naukowych (Mayer 1989; Peterson 2000; Whigham i in. 1999; Ni Dhubhain i in. 2001) i publikacjach specjalistycznych (np. Coutts i Grace [red.] 1995). Natomiast spośród tych różnorodnych czynników bliskość skraju lasu jako jeden z głównych czynników wpływających na rozmieszczenie przestrzenne i wielkość szkód podali Kellomäki i Peltola (1999). Na istotność tego czynnika zwracali też uwagę Hassinen i in. (1998), Campbell (1997), Ruel i in. (1998) oraz Gardiner i in. (2000b).

W niniejszej pracy podjęto badanie problemu wielkości szkód w zależności od odległości od skraju lasu. Podobną zależność badali Laurance i in. (1998) dla lasów strefy tropikalnej. Oprócz granicy polno-leśnej efekt skraju może wystąpić też na powierzchniach zrębowych rozmieszczonych wewnątrz kompleksów leśnych, na co zwracało uwagę wielu badaczy. Na znaczenie tego elementu krajobrazu w lokalizacji szkód w drzewostanach wskazywał Ruel (2000).

2.2 Maksymalne prędkości wiatru w Polsce oraz ich występowanie i skutki

W zależności od celu obserwacji i pomiarów, przyjmuje się różne kryteria oceny meteorologicznego „zjawiska ekstremalnego” - w tym przypadku maksymalnych prędkości wiatru. Za maksymalną prędkość wiatru przyjęto uważać taką, która w warunkach klimatu Polski może powodować straty materialne i być przyczyną zagrożenia dla ludności i gospodarki. Ponieważ jednocześnie skutki działania wiatru są różne w zależności od jego prędkości, Lorenc (1999) prezentuje specjalnie opracowaną skalę do szacowania wielkości zniszczeń w zależności od prędkości wiatru, przyjmując za dolne ograniczenie tej prędkości 17,2 m/s. Uzasadnienie wprowadzenia dolnego ograniczenia prędkości maksymalnej wynika z kryteriów przyjętych do opracowanej skali, której podstawę stanowią skala Beauforta oraz skala Saffir-Simpsona i skala Fujita, zastosowane do charakterystyki prędkości wiatru w cyklonach tropikalnych i tornadach (Tab. 1).

Tab. 1. Klasyfikacja maksymalnych prędkości wiatru w Polsce i ich skutki działania.

Nr klasy	Prędkość wiatru [m/s] na wysokości 10m	Charakterystyka wiatru	Skutki działania
I	17,2 – 20,7	Wiatr gwałtowny	Łamanie gałęzi drzew; chodzenie pod wiatr jest utrudnione
II	20,8 – 24,4	Wichura	Uszkodzenia budynków, zrywanie dachówek, łamanie całych drzew
III	24,5 – 28,4	Silna wichura	Wyrwanie drzew z korzeniami, duże uszkodzenia budynków (zerwane dachy, złamane wieże)
IV	28,5 - 32,6	Gwałtowna wichura	Rozległe zniszczenia
V	≥ 32,7	Wiatr huraganowy lub trąba powietrzna	Spustoszenia w zasięgu działania wiatru
VI	35,1 – 50,1	silny	Zniszczenia i spustoszenia, wypadki śmiertelne
	50,2 – 70,2	niszczycielski	
	≥ 70,3	dewastujący	

Z dotychczasowych badań autorki wynika, że występowanie tak dużych prędkości wiatru w Polsce związane jest z trzema różnymi genetycznie sytuacjami meteorologicznymi:

1. działalnością cykloniczną nad Polską i przemieszczaniem się przez obszar południowego Bałtyku wyróżnionych przez Lorenc (1996) czterech typów cyrkulacji atmosfery, z którymi jest związane występowanie silnych wiatrów porywistych nazwanych „typami wybitnie porywowymi”,
2. ułożeniem się w rejonach górskich zaburzeń w ogólnej cyrkulacji atmosfery spowodowanych barierą orograficzną gór i stwarzających dogodną sytuację do powstania ciepłego, suchego, silnego i porywistego wiatru halnego (w rejonie Tatr) lub jego odpowiednika - fenu (w rejonie Karkonoszy),

3. utworzeniem się sprzyjających warunków meteorologicznych do powstania małoskalowych wirów powietrznych czyli trąb powietrznych.

Występowanie silnych wiatrów porywistych związanych z działalnością cykloniczną nad Polską

Do typów cyrkulacji w których występują silne i porywiste wiatry (możliwe do prognozowania) zaliczają się następujące typy cyrkulacji atmosfery wyróżniane w klasyfikacji Lityńskiego (1969):

NWc- cyrkulacja północno-zachodnia cykloniczna, gdy Europa znajduje się pod wpływem głębokiego i rozległego układu niskiego ciśnienia z centrum nad Skandynawią. Na obszarze naszego kraju pogodę kształtują szybko przemieszczające się układy wtórne, które przemieszczają się przez obszar południowego Bałtyku powodując wystąpienie bardzo silnego wiatru. Na działalność tego typu cyrkulacji najbardziej narażona jest północna i środkowa część kraju.

NWo- cyrkulacja północno - zachodnia bez wyraźnego charakteru ciśnienia jest kolejnym stadium cyrkulacji NWc; swym zasięgiem obejmuje te same obszary kraju.

Wc- cyrkulacja zachodnia cykloniczna, w której niż islandzki jest bardzo dobrze rozwinięty, a izobaty w strefie umiarkowanej mają kierunek równoleżnikowy. Ten typ cyrkulacji charakteryzuje duży gradient ciśnienia, co staje się bezpośrednią przyczyną bardzo silnego wiatru. Skutki działania tej sytuacji najbardziej zaznaczają się w środkowej i południowej Polsce.

SWc - cyrkulacja południowo - zachodnia cykloniczna, w której silnie rozwinięty niż islandzki posunięty jest na południe, a swym zasięgiem obejmuje Europę zachodnią i środkową. Od wschodu natomiast zalega blokujący wyż kontynentalny, który powoduje powstanie bardzo silnego wiatru na skutek bardzo znacznych różnic ciśnienia; występuje głównie w rejonach Polski południowej, także jako sytuacja generująca wystąpienie wiatru halnego w Tatrach.

Tab. 2. Najważniejsze obszary i czas występowania różnych rodzajów cyrkulacji wiatrów w Polsce.

Typ cyrkulacji	Miesiąc	Rejony występowania:
NWc i NWo	XI, I, III	Cała Polska
Wc	XI, I, II, III, IV	Polska południowa oraz w III, IV Polska północna
SWc	XII, I, II	Cała Polska, w szczególności Polska południowa

Ogólnie stwierdzono, że okres o wzmożonej częstości występowania silnych wiatrów związanych z tą genetycznie uwarunkowaną przyczyną trwa od X - IV, natomiast w okresie letnim, tj. od V - IX, obserwuje się wyraźne zmniejszenie tej częstości i tak: - w sezonie zimowym - silny wiatr o

prędkości co najmniej 11 m/s występuje od 15 do 30% dni, w sezonie letnim od 7 do 18% dni (Tab. 2).

Występowanie i skutki działania wiatrów fenowych

Wiatry typu „föhn” (pol. „fen”), powstają w wyniku konieczności przekroczenia przez strumień masy powietrza wysokiej bariery orograficznej jaką stanowią góry. Gdy powietrze znajdujące się w ruchu natrafia na przeszkodę dynamiczną w tej postaci, wówczas wznosi się po stokach dowietrznych ochładzając się suchoadiabatycznie (1°C na 100 m). Jednocześnie wzrasta jego wilgotność. Jeśli powietrze to zawiera odpowiednią ilość pary wodnej wówczas od pewnej wysokości, zwanej poziomem kondensacji, zaczynają tworzyć się chmury i pada deszcz - tzw. opad orograficzny. Utajone ciepło parowania wydzielające się w wyniku kondensacji pary wodnej powoduje, że dalsze ochładzanie powietrza przebiega znacznie wolniej (w przemianie wilgotnościadiabatycznej) ok. $0,6^{\circ}\text{C}/100$ m wzniesienia. Po osiągnięciu grani powietrze spadające po stokach zawietrznych ogrzewa się ponownie zgodnie z przemianą suchoadiabatyczną ok. $1^{\circ}\text{C}/100$ m. Ma więc wyższą temperaturę, niż miało na takim samym poziomie po stronie dowietrznej. Jednocześnie obniża się jego wilgotność względna. Szybko wzrasta też prędkość wiatru i zaczyna się proces fenowy.

Obserwacje deformacji drzew i połacie powalów świadczą, że wiatr halny wieje szlakami dogodnymi dla dynamicznego ruchu powietrza, tj. od partii szczytowych w dół dolin biegnących zgodnie z kierunkiem ruchu powietrza. Niszczące skutki działania wiatru halnego to głównie „wiatrołomy” oraz lawiny spotykane zarówno w Karpatach jak i Sudetach, rzadziej w Bieszczadach. Największe zniszczenia lasu obserwuje się przeważnie w strefie 200 - 500 m poniżej grani nad którą wiatr osiągnął największą prędkość. Z zasady wysokość położenia wiatrołomu zależy od grubości warstwy chłodnego, zastoiskowego powietrza w dolinie i na stokach. Wiatrołomy powstają więc na wysokości pułapu zastoisk, na linii ich styku z powierzchnią lasu, co najlepiej ilustruje rys. 1.

Prócz szkód i zniszczeń spowodowanych wiatrem halnym, jego występowanie wywołuje u większości ludzi szereg dolegliwości, które nazwano „chorobą fenową”. Objawy tej choroby mają związek z oddziaływaniem fenów na procesy psychofizyczne człowieka, a także, jak stwierdzono, działanie tego osobliwego zespołu elementów biometeorologicznych powoduje uczucie duszności, stany osłabienia, depresje psychiczne, obniżenie koncentracji, senność lub zaburzenia snu w nocy, bóle reumatyczne i najważniejsze -zaburzenia układu krążenia i pracy serca (stąd zakaz pobytu w górach osób z dolegliwościami serca). Podczas występowania fenów (wiatru halnego) obserwuje się także wzrost liczby konfliktów, wypadków, a nawet zbrodni, o czym szerzej pisano na str. 9.

Tak więc, prócz bezpośredniego zagrożenia skutkami huraganowych prędkości wiatru halnego w postaci powyrywanych i połamanych drzew, słupów energetycznych, lawin śnieżnych i kamienistych - stanowi on bezpośrednie zagrożenie dla zdrowia i życia człowieka.

Trąby powietrzne

Zagrożenie przez trąby powietrzne występuje w Polsce w cieplej porze roku, najczęściej w godzinach popołudniowych.

Aby powstała trąba powietrzna, muszą zaistnieć sprzyjające warunki meteorologiczne. Takie warunki występują na pograniczu dwóch silnie zróżnicowanych termicznie i wilgotnościowo mas powietrza (powietrze zwrotnikowe morskie i powietrze polarne) w strefie frontu atmosferycznego. Tworzą się wówczas chmury burzowe z silnie rozwiniętymi pionowymi i poziomymi prądami i zawirowaniami powietrza.

Do powstania trąby powietrznej przyczyniają się także niektóre elementy fizjograficzne terenu oraz kontrastowo sąsiadujące ze sobą o różnych cechach fizycznych podłoża (lasy, pola, obszary piaszczyste i podmokłe, zabudowania).

Trąba powietrzna w umiarkowanych szerokościach geograficznych, także w Polsce, jest silnym wirami powietrza o niewielkiej średnicy - od kilku do kilkudziesięciu metrów i pionowej lub skośnej osi obrotu względem powierzchni Ziemi. Wyrasta zwykle w przedniej części chmury burzowej (Cb) w postaci leja skierowanego ku powierzchni Ziemi. Wir obniża się stopniowo, przy czym przekrój jego zmniejsza się także, a w związku z tym powstaje wiatr o ogromnej sile. Pod wpływem wielkich prędkości rozwija się siła odśrodkowa, na skutek której masy powietrza rozpryskują się na boki, natomiast w środku wiru ciśnienie znacznie spada. W pewnej chwili tworzy się pod nim drugi wir przy powierzchni Ziemi, który porывa tumany pyłu, piasku i spiralnym ruchem unosi je do góry. Oba wiry łączą się razem, tworząc ciemny słup podtrzymujący chmurę, rozszerzoną na obu jego końcach.

Trąbie towarzyszy najczęściej burza, deszcz i grad. Mechanizm jej nie jest w zasadzie dokładnie poznany. Przypuszcza się, że oś trąby łączy się na pewnej wysokości z poziomą osią szkwału burzowego, a więc jest ona jakby zwisającym rękawem zorientowanej poziomo osi szkwału burzowego. Kierunek wirowania powietrza w trąbie jest na ogół cykloniczny (w naszych szerokościach geograficznych niezgodny z ruchem wskazówek zegara). Wir przemieszcza się razem z generującą go chmurą burzową.

Charakterystyczny dla trąby jest wąski pas zniszczeń, odpowiadający w przybliżeniu rozmiarom poprzecznym wiru, modyfikowany konfiguracją terenu. Szerokość pasa zniszczeń zależy od

średnicy trąby. Największe zniszczenia występują w strefie zwiększonej wirowości strug powietrza, a więc w naturalnych przewężeniach terenowych oraz w sprzyjających im układach urbanistycznych. Prędkości powietrza w wirze ocenia się na podstawie wielkości zniszczeń, dlatego też jest to ocena subiektywna, obciążona pewnym błędem i odnosząca się do warstwy bezpośrednio przylegającej do powierzchni Ziemi. Jak wynika z opisów trąb powietrza występujących w Polsce, dokonanych przez wysokiej klasy profesjonalistów, charakteryzują je następujące parametry prędkości:

- prędkość przemieszczania - 30 - 40 km/h,
- prędkość wiatru w wirze - 50 - 100 m/s,
- czas trwania nad danym miejscem - kilka sekund do kilku minut.

Katastrofalne skutki przejścia trąby powodują nie tylko ogromne prędkości wirującego powietrza, ale także niesłychana siła ssąca i gwałtowny spadek ciśnienia w środku wiru (kilkadziesiąt, a nawet ponad 100 hPa). Skutkiem panującego wewnątrz trąby niskiego ciśnienia jest np. wypadanie drzwi i okien, podrywanie do góry dachów, ciężkich przedmiotów, jak samochody, wagony, oraz ludzi i przenoszenie ich na odległość dziesiątków metrów. Na podstawie zebranej przez autorkę przez szereg lat dokumentacji prasowej określono, że częstość występowania trąb powietrznych w ciągu roku w Polsce waha się od 1-7.

Najczęściej zjawisko to występuje w wyżynnej części kraju, na obszarze Małopolski oraz Podlasia i południowej części Pojezierza Mazurskiego. Niemniej jednak, jak można zauważyć, trąby powietrzne mogą wystąpić w każdej prawie części Polski, prócz samego wybrzeża.

Przykłady zniszczeń spowodowanych trąbami powietrznymi

W wielu przypadkach trąb występujących w Polsce zniszczenia spowodowane przez nie były podobne, choć różniły się intensywnością.

- Prędkość wiatru trąby powietrznej, która wystąpiła 20 lipca 1931 r. w okolicy Lublina wahała się według wyliczeń naukowców od 110 do 145 m/s (co równa się ciśnieniu dynamicznemu 765 - 1314 kg/m²). Wiatr zniszczył wówczas budynki o murach 50 cm grubości, przewrócił z szyn kolejowych załadowane wagony towarowe, powygiął konstrukcje żelazne.
- 20 sierpnia 1946 r. trąba w okolicach Kłodzka zniszczyła zabudowania 3 wsi. W lesie spowodowała wyłom w drzewostanie szerokości 1 km i długości 10 km. Wszystkie drzewa oprócz kilkunastu, zostały ścięte na wysokości 2-3 m nad powierzchnią gruntu.

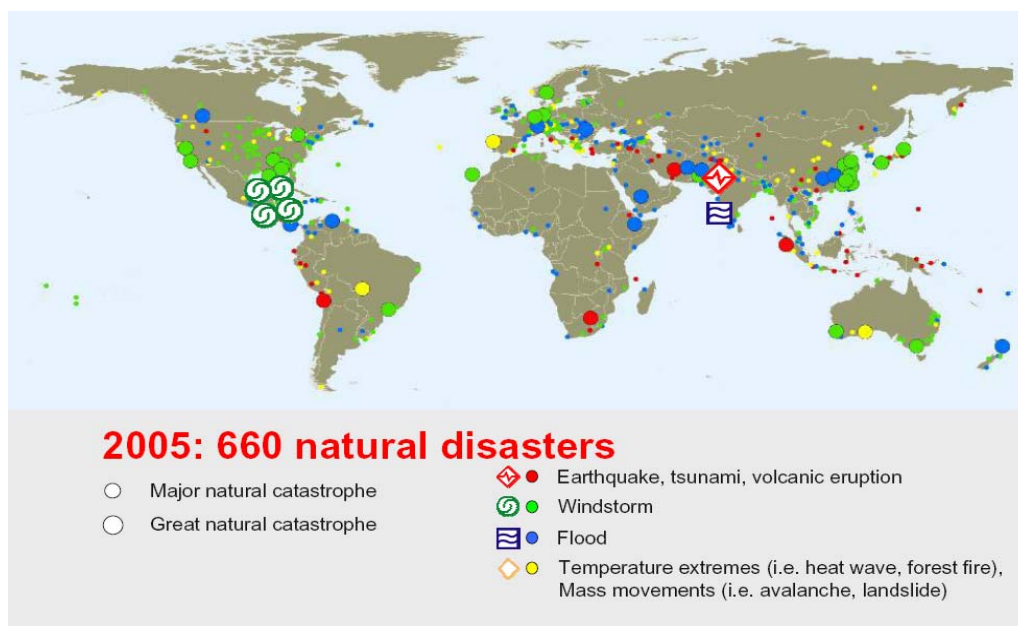
- 25 sierpnia 1956 trąba powietrzna przemieściła się nad centrum Szczecina. Siła wiatru była tak duża, że powyginała żelbetowe latarnie na wysokości 2 m nad gruntem, wyrzuciła ciężarowe samochody naładowane cegłami.
- 10 lipca 1957 pod Łodzią trąba poczyniła spustoszenia w 12 - hektarowym lesie, łamiąc wiele drzew, między innymi 100-letnie dęby.
- Bardzo silne trąby wystąpiły w ciągu 2 kolejnych dni 15 - 16 maja 1958 w okolicach Rawy Mazowieckiej i Nowego Miasta. W pierwszym dniu trąba poczyniła spustoszenia w pasie szerokości 700 - 1000 m i długości około 13 km, a w drugim dniu w pasie szerokości 200 m i długości ok. 10 km. Prawie wszystkie domy w obu miastach zostały poważnie uszkodzone (pozrywane dachy uszkodzone ściany domów). Wiele drzew trąba ścięła, a część powrywała z korzeniami. Lasek sosnowy 500 x 200 m wyglądał po przejściu trąby jak skoszony.
- 20 maja 1960 r. w części województw rzeszowskiego i lubelskiego wystąpił wiatr o katastroficznej sile. Spowodował on poważne zakłócenia w komunikacji (powalone drzewa), uszkodzone zostały w wielu miejscach połączenia telefoniczne i linie energetyczne, były ofiary w ludziach. Strefa zniszczeń, wyraźnie zaznaczona, ciągnęła się wąskim pasem (najczęściej 100 - 300 m szerokości) od wsi Niechóbrz, gdzie wystąpiły poważne zniszczenia (wieś położona wzdłuż wąskiej doliny), przez Rzeszów do Tomaszowa. Natężenie zniszczeń nie było jednakowe w całym tym pasie. W jednych miejscowościach zniszczeniu uległy całe wsie, w innych tylko pojedyncze domy. Powalone zostały setki hektarów lasu (w Nadleśnictwie Ruda Różaniecka - 100 ha). O sile wiatru świadczą powrywane z ziemi wraz z betonowymi podporami dwa słupy wysokiego napięcia. W wielu miejscach przejścia toru wiatru widać wyraźne ślady (skręcone drzewa, efekty ssania).
- 13 lipca 1961 roku – huragan, jaki przeszedł nad ówczesny powiatem radomszczańskim, spowodował spustoszenia na obszarze wielu hektarów Nadleśnictwa Gidle. Wyłamał on tysiące drzew z zadrzewień przydrożnych i rosnących w osiedlach oraz parkach (park w Pławnie). Ucierpiał też znacznie rezerwat cisowy w Jasieniu. Zniszczeniu uległo około 50 % drzewostanu świerkowo – brzozowo - olszowego, rosnącego na torfiastej, podmokłej glebie. Ślady zostawione przez trąbę powietrzną w strukturze drzewostanu na terenie rezerwatu to pasy (bruzdy) o szerokości około 20 m oraz liczne smugi i jezory o powierzchni od 10 do 100 arów. W nich to wszystkie drzewa uległy złamaniu bądź wywróceniu.

- Charakterystyczne dla trąby powietrznej zniszczenia, szczególnie w lasach miały miejsce m. in. 7 sierpnia 1962 r. koło Stronia w woj. bydgoskim (szkody w drzewostanie w pasie szerokości 150 - 200 m i długości 4 km).
- Podobne zdarzenie miało miejsce 26 maja 1971 w Heliodorowie w woj. poznańskim. Powstał pas zniszczeń w drzewostanach szerokości 100 - 400 m i długości 3 km (Szczerbacki 1972).
- Potężna trąba powietrzna wystąpiła w dniu 25 lipca 1977 w gminie Strzałkowe, województwo konińskie.
- W dniu 2 czerwca 1980 potężna trąba powietrzna wystąpiła w miejscowości Kocin niedaleko Zielonej Góry w środkowo-zachodniej Polsce.
- Listopad 1981r, huraganowy wiatr wyrócił i złamał 6 mln. m³ drewna na Warmii i Mazurach oraz górskie drzewostany świerkowe starszych klas i inne niewłaściwie użytkowane i nieracjonalnie pielęgnowane uprawy leśne (Raport o stanie lasów i gospodarstwa leśnego w Polsce 1982).
- W dniu 4 lipca 2002 wyjątkowo potężna trąba powietrzna wystąpiła na małym obszarze w miejscowości Pisz na Pojezierzu Mazurskim w północno-wschodniej Polsce (Trzaskowski 2002; Guy Carpenter 2003).

2.3 Przykłady wiatrów katastrofalnych na świecie

Wpływ katastrof naturalnych na stan środowiska naturalnego Ziemi jest znaczący. Do czynników niszczących najbardziej zagrażających należą tu trzęsienia ziemi, powodzie, susze, pożary, działanie wiatru oraz śniegu czy erupcje wulkaniczne. Pas obszarów głównych zniszczeń na kuli ziemskiej przebiega przez obszary położone na półkuli północnej, przez środkową i południową część kontynentu Ameryki Płn., Europę środkowo - zachodnią i południową, Azję Mniejszą i Bliski Wschód oraz Azję płd. - wschodnią zwrotnikową (Wschodnie Chiny). Do obszarów zagrożonych w podobnym stopniu należą płd.-wschodnie wybrzeża Ameryki Płd., w Afryce Wyżyna Abisyńska i Somalijska, w pasie szerokości około równikowych Cejlon, Filipiny, ku wyspom Japonii oraz południowo-wschodnie wybrzeża Australii (Ryc. 2). W 2003 roku odnotowano 700 przypadków katastrof naturalnych, z czego 43% należało do działania wiatrów. Ekonomiczna skala zjawiska to straty wynoszące 65 mld. \$, w których udział szkód odwiatrowych wyniósł 39%. Działanie ekstremalnych czynników naturalnych, takich jak trzęsienia ziemi czy powodzie i inne, spowodowały ponad 77,8 tys. wypadków śmiertelnych z czego tylko 2% spowodowały wiatry (MunichRück 2004).

W 2005 roku wydarzyło się ponad 660 naturalnych katastrof na całym świecie. Od 1950 do 2005 roku 40% przyczyn wszystkich katastrof i wypadków stanowiły wiatry, a „tylko” 29 % udziałów należało do trzęsień ziemi, fal tsunami czy erupcji wulkanów. Z powodu działania wiatrów zginęła ponad jedna trzecia z ogólnej liczby 1,7 miliona ofiar w wyżej wspomnianej drugiej połowie XX wieku. Straty ekonomiczne za ten okres to 1,4 mld \$, do których to strat w 31% przyczyniły się silne wiatry (Weindl 2006).



Ryc. 2. Katastrofy naturalne na świecie w roku 2005 (Weindl 2006).

Gdzie najczęściej występują powodując znaczne szkody silne wiatry?

W świecie najbardziej narażonymi na działania silnych wiatrów (trąb powietrznych, tornad) obszarami są wielkie równiny np. prerie w Ameryce Północnej czy stepy Euro-Azji oraz obszary wyżyn i gór oraz pojezierza i wybrzeża oceaniczne. W lasach wschodniej części Stanów Zjednoczonych Am. Płn. (USA) odnotowywane są corocznie ekstremalne zjawiska pogodowe związane z występowaniem tornad, których areał zniszczeń liczony jest w tysiącach hektarów. W USA występujące z powodu wiatrów szkody rozkładają się na obszarze kraju z różnym nasileniem. Największe zniszczenia odnotowuje się na środkowym zachodzie a ich rozmiary maleją w kierunku terytoriów wschodnich oraz na południowym wschodzie z tendencją spadkową w kierunku północno-wschodnim, ku terenom Nowej Anglii (Peterson 2000). Silne tornada pojawiają się nad środkowymi obszarami Stanów Zjednoczonych, zwłaszcza w pasie od stanu Kansas do stanu Indiana. Corocznie odnotowuje się tu blisko 150 trąb powietrznych. Tylko 19 lutego 1894 roku wystąpiło na tym obszarze ponad 60 przypadków zjawisk ekstremalnych (Tamulewicz 1997).

Tornada powodują najwięcej szkód na południowym wschodzie i środkowym zachodzie Stanów Zjednoczonych Ameryki Północnej (Liu i in 1997; Peterson, Rebertus 1997; Peterson 2000; McNab i in. 2004). Zjawisko burzy typu „downburst” największe zniszczenia powoduje w rejonach Wielkich Jezior. Rozmiary wyrządzonych przez nie szkód są bardzo różne. Najsilniejsze wiatry, związane z występowaniem burz typu „downburst”, powodują zniszczenia na olbrzymich obszarach, szacowanych na tysiące hektarów powierzchni drzewostanowych. Tornada natomiast mają w porównaniu z nimi charakter bardziej lokalny, o węższym zasięgu. Ślad jaki zostawiają po sobie ma postać pasa zniszczeń, ale rzadko powodują szkody na obszarze mniejszym niż 1000 ha. Przewidywalność częstości występowania tych zjawisk jest znikoma, co związane jest ze stosunkowo niedostateczną znajomością i zrozumieniem mechanizmów ich powstawania. Są one po części wynikiem zmian termodynamicznych i związane są fluktuacjami klimatycznymi zachodzącymi w atmosferze ziemskiej (Peterson 2000). Przykładową może być tu katastrofa jaka nastąpiła w dniu 30 maja 1985 roku. Tornado o ogromnej sile niszczenia przeszło przez Tionestę, jeden z rozleglejszych terenów pokrytych starodrzewem we wschodnich Stanach Zjednoczonych Ameryki Północnej. Przeszło ono ponad kompleksem drzewostanowym, niszcząc go w pasie o szerokości 900 m. Zniszczeniu uległo wtedy 100% koron drzew, z czego 60% stanowiły wywały, a 33% złomy (Peterson i Pickett 1990). Innym przykładem z kontynentu amerykańskiego może być huragan Gilbert, który we wrześniu 1988 dokonał ogromnych zniszczeń nad Zatoką Meksykańską. Prędkość wiejącego wiatru wyniosła 320 km/h, powodując podniesienie się fali oceanicznej o 6 m oraz rzadko spotykanych opadów w wysokości 250-380 mm deszczu w przeciągu kilku godzin. W kolejnym etapie swojej niszczyielskiej działalności, już na lądzie, huragan ten wywołał liczne tornada, które pozostawiły po sobie nowe zniszczenia (Tamulewicz 1997).

Ekstremalne zjawiska pogodowe zachodzące na kuli ziemskiej nie omijały również Europy. Zniszczenia, które nawiedziły nasz kontynent w drugiej połowie ubiegłego wieku były następstwami burz i huraganów - 53%, pożarów – 16%, śniegołomów - 3% i innych czynników abiotycznych - 5%. Czynniki biotyczne spowodowały 16% zniszczeń, z czego połowa była wynikiem działalności szkodników (korników). Pozostałe 7% było kombinacją różnych czynników. W sumie zniszczeń na skutek tego typu katastrof czy anomalii było 35 milionów m³ pozyskanego ze szkód drewna (Schelhaas i in. 2003).

Konkretnymi przykładami zniszczeń spowodowanych przez wichury w Europie i na innych kontynentach były:

- zima 1966/67 i wiosna 1967 r. - silne huragany szalejące nad południową Szwecją oraz na południu RFN powaliły drzewa o łącznej objętości ok. 10 mln m³;
- 1964-1970 r. Rumunia, szkody na skutek działania wiatru przekroczyły 15 mln m³ drewna;
- 13 listopada 1972 r., na północy byłej NRD (Brandenburgia) i RFN (Dolna Saksonia) po przejściu huraganu szkody w lasach wynosiły odpowiednio 7,5 mln m³ i 17 mln m³. Huragan o tak znacznej sile rażenia spowodował swoje pierwsze większe zniszczenia na terenie Holandii a wyhamował na terenach północnej i zachodniej Polski (obecnych obszarach woj. zachodniopomorskiego, wielkopolskiego, lubuskiego dolnośląskiego, warmińsko-mazurskiego) wyrządzając szkody rzędu 720 tys. m³, głównie w drzewostanach sosnowych i wiejąc z prędkością ok. 30m/s. Towarzyszyło mu znacznie obniżone ciśnienie (715 mmHg), a ostatnia – przed zniszczeniem urządzenia pomiarowego odczytana prędkość wiatru wynosiła 49m/s (16° w skali Beauforta) i przypuszczalnie osiągnęła wartość 55 m/s (Capecki 1975).
- styczeń 1976 r. ówczesna Czechosłowacja - szkody sięgały 5,5 mln m³ drewna;
- listopad 1984 r., huragan szalejący nad Europą Środkową spowodował szkody wynoszące 25 mln m³ drewna;
- październik 1987 r., Francja (Normandia) - huragan był przyczyną szkód oszacowanych na około 6 mln m³;
- luty/marzec 1990 r. huraganowy wiatr „Vivian” (Dobbertin 2002; Giefing 1995) spowodował w Niemczech straty 65 mln. m³ (200% pozyskania), we Francji - 7 mln m³ (18% etatu), w Szwajcarii - 5 mln m³ (110%), w Szwecji 1 mln m³;
- początek grudnia 1999 huragan „Anatol”, spowodował szkody w krajach skandynawskich i północno-wschodniej Europy.
- 26 grudnia 1999 - jedne z największych zniszczeń w drzewostanach Europy zachodniej i środkowej spowodował huragan „Lothar”. Łączna wielkość szkód powstałych w wyniku huraganów „Anatol” i „Lothar” oszacowana została na 194,1 mln m³ drewna. Największe straty poniosły: Francja (144 mln m³), Niemcy (27 mln m³), Szwajcaria (11,8 mln m³), Szwecja (5,0 mln m³), Dania (3,5 mln m³), Polska (2,0 mln m³) oraz Austria i Litwa po 0,4 mln m³ (Dobbertin 2002; Knoerzer 2004; Mayer i in 2004; Cucchi i Bert 2003; www.oikos.net.pl 2002).
- 4 – 8 kwietnia 2003 r. silne sztormy, gradobicia, USA (m.in. w stanach Teksas, Nowy Jork), 13 ofiar śmiertelnych, 2.100 mln \$ strat (MunichRück 2004);
- 2-11 maja 2003 USA, środkowy zachód - tornada spowodowały 44 ofiary i 4 mld \$ strat (MunichRück 2004);
- noc z 5 na 6 września 2003, Bermudy - skutki huraganu to 4 ofiary śmiertelne, 400 mln \$ strat (MunichRück 2004);

- 11-13 września 2003 - tajfun „Maemi”, Korea Płd., 118 ofiar śmiertelnych i 4,500 mld \$ strat ekonomicznych (MunichRück 2004);
- 8-12 lipca 2005 r. - huragan „Dennis” pustoszy wyspy archipelagu Haiti, Jamajkę, Kubę, z wybrzeży której ewakuowano co najmniej 1,5 miliona ludzi (wg Fidela Castro, PAP 2005). Huragan zagroził też Dominikanie i Kajmanom. W niebezpieczeństwie znalazła się także amerykańska baza Gaunatanamo na Kubie, gdzie wiatr wyrócił do oceanu wieżę strażniczą. Jego szybkość - pierwszego w tegorocznym sezonie - rosła do 184 km/h, prognozy przewidywały możliwość zwiększenia jego prędkości do 206 km/h. Zjawisko, któremu towarzyszą gwałtowne ulewy, połamało drzewa, pozrywało linie elektryczne i powyrywało okna z domów w 160-tysięcznym mieście Cienfuegos (PAP 2005). „Dennis” był wtedy najpotężniejszym z atlantyckich huraganów o tej porze roku od czasu, kiedy w 1851 roku zaczęto prowadzić rejestrować kolejne huragany i tornada. „Dennisa” zaklasyfikowano jako huragan kategorii 4 w pięciostopniowej skali Saffira-Simpsona. Towarzyszyły mu na Kubie wichury pędzące z szybkością do 240 km/h; pojedyncze poddmuchy osiągały do 296 km/h. Do 11 lipca huragan spowodował śmierć co najmniej 20 osób – na Kubie i Haiti. W USA, w Key West, gdzie „Dennis” miał dotrzeć w drodze do Zatoki Meksykańskiej, zarządzono ewakuację. Także firmy naftowe w Zatoce Meksykańskiej zaczęły ewakuować pracowników z platform naftowych. W południowych stanach USA Alabama, Missisipi oraz Tennessee 450 tys. ludzi pozbawionych było elektryczności, ponieważ wcześniej wiatr wyrywał z ziemi zarówno drzewa, jak i powalał słupy energetyczne (PAP 2005).

2.4 Wiatr jako czynnik ekologiczny

Wiatr jest czynnikiem ekologicznym o bardzo istotnym znaczeniu. Objawia się ono szczególnie na terenach równinnych, a także w strefie przybrzeżnej zarówno morskiej jak i oceanicznej oraz w środowisku górskim. Wpływ wiatru w swoim oddziaływaniu na środowisko można podzielić na pośredni i bezpośredni. Ten pierwszy odpowiada za warunki anemometryczne a drugiemu podlegają transpiracja, lokalne i globalne zaburzenia w fito- i zoosferze, oraz odpowiada za rozmnażanie roślin (rozpraszanie pyłków). Pośredni wpływ polega między innymi na transporcie gorących i zimnych mas powietrza, przemieszczaniu chmur i mgieł, co przyczynia się do zmian stosunków wilgotnościowych, wodnych i warunków naświetlania. Zapobiega on także tworzeniu się zastoisk mas powietrza. Działanie bezpośrednie polega na zwiększaniu transpiracji, przez spowodowanie różnego rodzaju mechanicznych uszkodzeń oraz dyspersji pyłku i diaspor.

Dla świata zwierząt i ludzi działanie wiatru może mieć także niebagatelne znaczenie. Dzięki jego obecności szybować mogą ptaki, a w prehistorii gady. Łatwiej także „pod wiatr” polować czy

też tropić swoje ofiary mogą drapieżcy, z człowiekiem włącznie, gdyż ofiara nie wyczuwa zapachu zbliżającego się polującego osobnika lub myśliwego. Kto wie czy w okresie pradziejów, wiatr nie przysłużył się także wędrowce roślin czy zwierząt. Mogło dojść np. do powalenia jakiegoś okazałych rozmiarów drzewa i pomiędzy dwoma brzegami urwiska, którego jedna strona do tego momentu była niedostępna utworzył się most, po którym jakaś część populacji przedostała się na tereny jeszcze nie zasiedlone.

Ludzie wykorzystywali wiatr od momentu, gdy ktoś wymyślił komunikowanie się za pomocą odgłosów bębna a potem latawca. Wiatr miał i ma pierwszorzędne znaczenie również przy poruszaniu skrzydeł wiatraków w młynach a współcześnie w elektrowniach wiatrowych, jako alternatywnych źródłach wytwarzania energii. O powadze problemu wykorzystania wiatru w inżynierii lotniczej, żeglarskiej i szybownictwie nie trzeba przekonywać. Podobnie rzecz ma się z takimi sportami jak windsurfing czy bojery, gdzie obecność wiatru jest sprawą jak najbardziej pożądaną. Inaczej rzecz się ma w takich dyscyplinach sportu jak skoki narciarskie ze skoczni czy tenis ziemny lub gra w kometkę, w trakcie których wiejący zbyt intensywnie wiatr może być przeszkodą w prowadzeniu rozgrywek.²

Wróćmy jednak do zjawiska, to znaczy do wpływu wiatru na świat roślin, gdzie wiatr może oddziaływać powodując u pojedynczych osobników, bądź ich w grupach. Daubenmire (1973) wymienia następujące procesy występujące u roślin wywołane przez czynnik wiatru: wysuszenie, karłowatość, deformacje, zmiany anatomiczne, wyleganie (dotyczy to głównie traw, zbóż), złamania, otarcia, denudacje lub akumulacje pokrywy glebowej bądź śnieżnej. Powiew wiatru może także przenosić sól, rozpuszczoną w kroplach rozbryzgiwanej o brzeg morski wody, której oddziaływanie może być niekorzystne dla niektórych gatunków roślin, wypierając je w głąb lądu. Na obszarach o klimacie chłodnym za zapylenie roślin odpowiedzialny jest głównie wiatr.

Większość wymienionych tu przypadków ma charakter zaburzenia w skali mikro (jednego osobnika) lub makro (w przypadku grupy drzew, bądź całych ekosystemów). Wiatr w ekologii traktowany jest więc, między innymi jako jeden z wielu czynników zaburzających. Obok pożarów w zbiorowiskach trawiastych lub leśnych, powodzi czy wybuchów wulkanów jego gwałtowny podmuch, np. w postaci huraganu, uznawany jest za istotny czynnik zaburzający w sposób naturalny.

Samo zaburzenie naturalne doczekało się wielu definicji. Rozumie się przez nie jednorazowe zadziałanie zewnętrznego czynnika prowadzące do: zniszczenia struktury ekosystemu, zbiorowiska lub populacji, a także znacznej zmiany w dostępności zasobów czy do znacznej zmiany parametrów

² Sport w życiu człowieka odgrywa niebagatelną rolę; zarówno jego uprawianie jak i kibicowanie. Ponieważ ekologia to nauka o domu (~gr. Oikos - dom), więc także o nas i naszym środowisku. Jego zachowanie i naszym się w nim zachowaniu w sposób higieniczny czyli dbały o zdrowie (fizyczne i jak i psychiczne) jest wszak wszystkim mam taką nadzieję drogę. Zajmujemy się więc sportem, w sposób czynny bądź bierny, a wiatr jak to wiatr...

fizycznych środowiska (Pickett i White 1985; Turner i in. 1997). Zwykle na skutek naturalnego zaburzenia, spowodowanego np. przez huragan, dochodzi do znacznego zredukowania ilości biomasy skumulowanej w danym zbiorowisku (Shugart 1998). Następuje także zmniejszenie liczebności populacji większości gatunków roślin występujących w zaburzonym zbiorowisku, a także zwiększenie dostępności światła praktycznie w każdym doświadczonym przez naturalne zaburzenie zbiorowisku leśnym (Szwagrzyk 2000).

Według innej, starszej definicji Grime'a (1979) zaburzenie to mechanizm, bądź proces, ograniczający biomasę roślin przez całkowite lub częściowe jej zniszczenie (Obidziński 2001; Łaska 1999). Zaburzeniem określa się zdarzenie udostępniające miejsce do wzrostu przez eliminację uprzednio rosnących w nim roślin (Oliver i Larson 1996). Jeszcze inna definicja określa zaburzenie jako zjawisko cechujące się tworzeniem miejsca, epizodycznym charakterem oraz pojawieniem się w szerokim zakresie skali przestrzennej (Obidziński 2001 za Peterken'em 1996).

We wszystkich przedstawionych tu definicjach mieści się działanie wiatru jako czynnika wywołującego naturalne zaburzenie, innymi słowy za ich pomocą można opisać zjawisko powstałego wiatrołomu bądź przypadek powstałego wywrotu. Niektórzy autorzy, np. Łaska (1999), zarysowują dwie rozbieżne koncepcje dotyczące dynamiki lasów naturalnych. Z jednej strony, stosując przytoczoną definicję Grime'a (1979), traktują zaburzenia jako mechanizmy kształtujące podstawowe cechy historii życia gatunków i właściwości biologiczne osobników. Z drugiej, stosując założenia jakie przyjęli White i Pickett (1985), określają zaburzenia jako czynniki, które wpływają na skład, strukturę i dynamikę zbiorowisk lub populacji roślinnych (Łaska 1999).

Najnowsze badania ekosystemów leśnych wsparte przez ogromny rozwój metod ich analizowania, pozwoliły na rozciągnięcie skali badań zarówno w czasie jak i w przestrzeni. Wykorzystują one już nie tylko tradycyjnie zdjęcia lotnicze, ale zobrazowania satelitarne, technologie GPS a także opierają się na rozwijającym się systemie informacji geograficznej (GIS). Pozwoliło to poszerzyć znacznie zakres badań leśnych, a także zintegrowanie badań naziemnych z analizami satelitarnymi (Ranson i Williams 1992; Weiner 1999).

Odnotowany postęp umożliwił spojrzenie z innej perspektywy na dynamikę lasów naturalnych i zachodzące w nim zaburzenia, w tym także te wywoływane przez wiatry. Z dotychczasowych badań wynika, że pojawiał się pewien rozdźwięk wśród poglądów na zaburzenia mający charakter wyłącznie lokalny, opisywany przez teorię „dynamiki luk” w „lasach klimaksowych” (Nakashizuka 1984; Lorimer i in. 1988). Przeciwwstawiano mu opinię o zaburzeniu jako zjawisku rozległym, powodującym katastrofalne szkody, w wyniku którego zniszczeniu ulegała cała struktura ekosystemu leśnego (Dunn i in. 1983; Antos i Zobel 1985; Shugart i in. 1992). Powrót do stanu zbliżonego do sy-

tuacji sprzed zaburzenia przebiega na drodze sukcesji (van der Maarel 1988) – wtórnej lub naturalnej, czyli procesów wymagających bardzo długiego czasu (Szwagrzyk 2000).

Opisywane tu przypadki mają charakter skrajny, wyjątkowy. Najczęściej odnotowywane i badane są zjawiska o charakterze pośrednim. Wyżej wymienione przypadki, które cechują się rozległymi zaburzeniami, wytrącające las ze stanu „klimaksu”, pojawiają się właściwie wszędzie, z różną częstotliwością, w większości zbiorowisk lasów naturalnych (Oliver i Larson 1996). Zaburzenia te na ogół mają charakter mozaikowy i zbiorowiska leśne po ich wystąpieniu regenerują się dosyć szybko (Turner i in. 1997).

Badacze doszli do wniosku, że występowanie zaburzeń w ekosystemach leśnych nie ma charakteru losowego a ich rozkład przestrzenny, częstotliwość i rozległość są zależne od występowania na danym terenie różnych gatunków gleb, odmian klimatu i mikroklimatu, rzeźby i ukształtowania terenu oraz przede wszystkim od liczby gatunków drzew w drzewostanie, a także ich właściwości biologicznych. Prawdopodobieństwo wystąpienia zaburzenia, np. wywołanego przez czynnik wiatru, wzrasta razem z wiekiem drzew (Oliver i Larson 1996; Peterken 1996). Wykazano też powiązania pomiędzy siłą zaburzeń i ilością ich nawrotów oraz rozległością zaburzonych powierzchni, twierdząc, że częstotliwość ich występowania jest odwrotnie proporcjonalna do wielkości powierzchni, na których je zaobserwowano (Delcourt i in. 1983). Słabe, częste i wielkopowierzchniowe zaburzenia nie powodują zniszczenia zupełnego biocenozy czy drzewostanu, które potem są w stanie w miarę szybko się odtworzyć (Turner i in. 1997; Szwagrzyk 2000). Zaburzenia o charakterze słabym, które oddziałują na powierzchnie małe są odpowiedzialne za procesy zachodzące w tzw. płatach. Natomiast tak samo słabe, ale występujące na rozleglejszych obszarach, sterują dynamiką całych zbiorowisk (np. pojedyncze wywroty i złomy). Sukcesja regeneracyjna następuje po zaburzeniu bardzo silnym, które wystąpiło na dużej powierzchni (np. potężny huragan niszczący ogromne połacie lasu) (Obidziński 2001 za Van Der Maarel'em 1988). Zaburzenia słabe, oddziałujące na małą skalę mają wpływ stabilizujący na zbiorowiska roślinne (Van Der Maarel 1988; Faliński 1988), natomiast silne zaburzenia, o wielko-powierzchniowym działaniu, destabilizują je (Obidziński 2001 za Bormann'em i Likens'em 1981 oraz Steven'em i in. 1991).

Większość lasów na świecie w tym także i w Polsce podlega zaburzeniom, których źródłem są działania człowieka. Mogą to być działania typu: grabienie ściółki, wypas zwierząt, introdukowanie obcych środowiskowo gatunków roślin lub zwierząt, prace melioracyjne obniżające poziom wód gruntowych itp. (Jakubowska – Gabara 1989). Właściwie porównywalne z miejscem dotkniętym zaburzeniem o charakterze abiotycznym, jakim jest wywołany czynnikiem trąby powietrznej wielkopowierzchniowy wiatrołom, są poddane użytkowaniu rębnyemu drzewostany gospodarcze. W szczególności rębnia zupełna odpowiada pod względem następstw rozległemu wiatrołomowi. Pod

wpływem obu tych zaburzeń następują, między innymi, zmiany warunków oświetlenia dna dawnego lasu. Zmieniają się warunki wilgotnościowe, troficzne, co z kolei powoduje wkraczanie gatunków nieleśnych, zwiększenie obecności gatunków heliofilnych, eutroficznych i higrofilnych. Zrywka zupełna drzew lub intensywny wiatr o charakterze huraganowym mogą oddziaływać również na warstwę glebową. Działanie czynników abiotycznych i roślin spowodować może zmianę cech gleb, które ulegają np. zadarnieniu lub zabagnieniu (Obidziński 2001).

Najnowsze badania potwierdzają objęcie zjawiskiem zaburzeń ze strony wiatru właściwie wszystkich ekosystemów leśnych (Szwagrzyk 2000). Do niedawna sądzono bowiem, iż np. lasy tropikalne, mające opinię najbardziej stabilnych czy stałych ekosystemów, nie ulegają tak szerokiej gamie zaburzeń, jak lasy strefy umiarkowanej np. pożarom (Sanford i in. 1985) lub osuwiskom na skutek trzęsienia ziemi, czy też powodziom (Garwood i in. 1979). Wiecznie zielone lasy deszczowe ulegają także czynnikowi zaburzającemu jakim jest wiatr. Dzieje się to jednak w ciekawy, aczkolwiek zastraszający sposób. Są to zaburzenia obejmujące swoim zasięgiem wielkie obszary a nie pojedyncze drzewa lub fragmenty czy płyty drzewostanowe. Wiatr o charakterze huraganowym pozbawia większość drzew liści. Oprócz tego łamie i wywraca część populacji a w pozostałej łamie gałęzie (Shugart 1984). Tym samym zakłócona na pewien czas zostaje struktura zwartego okapu lasu, tzw. „cannopy” oraz na skutek działania wiatru nie powstaje klasyczny twór złożony ze zwartego lasu i luk („patches theory” Forman i Godron 1986; Lindemann i Baker 2001; Cieszewska 2000), lecz las, który nie jest ani jednym ani drugim (Szwagrzyk 2000). Uszkodzeniu ulegają też systemy korzeniowe, co w działaniu długofalowym skutkuje obumieraniem drzew w kilka lat po zaistnieniu czynnika zaburzającego jakim jest huragan (Turner i in. 1997). W miarę postępowania procesu sukcesji regeneracyjnej część złamanych drzew puszcza pędy i następuje powolne odtwarzanie okapu koron (Bassnet 1993; Bellingham i in. 1994). Wynik bilansu takiego zaburzenia wskazuje na to, że ekosystem zostaje bardziej zniekształcony niż wynikałoby to z obliczonego pozyskania drewna ze złomów i wywrotów lub samej ilości powalonych i wyrwanych z korzeniami drzew (Szwagrzyk 2000).

W naturalnych lasach strefy umiarkowanej efekt działania huraganów jest podobny, tzn. w drzewostanach powstają szkody trojakiego rodzaju. Po pierwsze pewna część populacji ginie od razu, po drugie inna część zostaje uszkodzona i obumiera w późniejszym terminie lub odradzają się jej połamane wcześniej gałęzie. Wreszcie po trzecie większość drzew ulega wywróceniu z korzeniami. Ta część wypuszcza pędy odroślowe z pozostałej jeszcze w glebie części systemu korzeniowego (Boose i in. 1994; Peterson i Pickett 1995; Batista i in. 1998). Powstanie tak zwanych wylesień jest więc bardziej wynikiem zabiegów mających na celu usunięcie szkód (martwych i częściowo uszkodzonych drzew) przez odpowiednie służby leśne, niż skutkiem samego huraganu (Szwagrzyk 2000). Oczywiście odradzanie się lasu po uszkodzeniach odwiatrowych w strefie umiarkowanej jest kwestią znac-

nie rozciągniętą w czasie i mogącą zająć naturze nawet wiek (Oliver i Larson 1996). W strefie tropikalnej regeneracja przebiega na tyle szybko, iż po paru zaledwie latach (Turner i in. 1997) „blizny” po niedawnym kataklizmie są już widoczne tylko i wyłącznie z poziomu gruntu. Zwarty baldachim koron odradza się tu w tempie błyskawicznym w porównaniu z lasami ze strefy umiarkowanej i rozpoznanie teledetekcyjne daje nikłe rezultaty (Szwagrzyk 2000). Dlatego do niedawna sądzono, że uszkodzenia jakie niosą ze sobą huraganowe wiatry, dotyczą (ze względu na dostępność danych pozyskiwanych dla tak rozległych terenów jak Amazonia z pułapu satelitarnego lub lotniczego) tylko wysp lub wybrzeży kontynentalnych, należących do stref zwrotnikowych i równikowych (Basnet 1993; Walker i in. 1996). Dawało to mylny pogląd, iż kontynentalne połacie wiecznie zielonych lasów deszczowych są niedostępne dla szalejących huraganów bądź bardziej na nie odporne.

Rola wiatrów nie ogranicza się tylko i wyłącznie do bezpośredniego powodowania zaburzeń jakimi są wiatrołomy. Mogą one być także czynnikiem „wspierającym” inne czynniki zaburzające jakimi są pożary lasów. W tworzeniu mozaiki krajobrazowej drzewostanów złożonej z martwych koron drzew, uszkodzonego przez pożar lub całkowicie martwego dna lasu i innych pięter (Baskin 1999), które zostały oszczędzone przez żywioł, uczestniczy wiatr, podsycający ogień. Zmienność jego kierunków i jego siła są głównym czynnikiem sterującym rozprzestrzenianiem się ognia i jego intensywnością. Wiatr, a właściwie jego podmuch (rodzaj fali uderzeniowej) wywołany na przykład erupcją wulkanu, może być przyczyną przekształceń drzewostanów na znacznym obszarze (Turner i in. 1997), takich jak wiatrołomy czy wywroty. Do zaburzeń może dojść również poprzez przysypanie lasów warstwami popiołów wulkanicznych niesionymi wiatrem (Szwagrzyk 2000).

Na ekosystemy mogą oddziaływać także rozległe zaburzenia o charakterze łącznym, wyznaczające swoisty rytm w dynamice lasów naturalnych. Zaburzenia te wiążą swe działania potęgując efekt zaburzeniowy, bądź nawzajem się eliminują (Veblen i in. 1994). Przykładem takiego następstwa czy „współdziałania” żywiołów mogą być licznie nagromadzone złomy i wywroty w lasach subtropikalnych Florydy (i nie tylko, jak pokazuje przypadek Puszczy Piskiej), stanowiące znakomitą „podpałkę” dla szalejących tam pożarów. Zgromadzona w ten sposób martwa materia organiczna, czyli tzw. posusz, mógł być także przyczyną gigantycznego i nieobliczalnego w skutkach pożaru, do którego mogło dojść po wystąpieniu huraganu w Puszczy Piskiej. Zarówno na Florydzie (Szwagrzyk 2000) jak i w Polsce źródłem ognia mogły być wyładowania atmosferyczne, o które w subtropikach nie trudno a i w naszym klimacie - nawet późnym latem - zdarzają się pożary wywołane uderzeniem pioruna. Na szczęście podjęte przez polskie służby działania zmniejszyły to ryzyko do minimum. Czynnikiem ograniczającym w pewnym stopniu rozprzestrzenianie się intensywnych pożóg może być obniżona palność koron żywych drzew (Loope i in. 1994) lub powstałe luki na skutek wypadania drzew w zwartych drzewostanach. Znaczne nagromadzenie łatwopalnych materiałów w postaci mar-

towych drzew może być rezultatem gradacji owadów lub działaniem patogenów grzybowych (Costello i in. 1995), co, jako zaburzający czynnik biotyczny, może stanowić ogniwo sprzęgające z zaburzeniem abiotycznym, jakim jest pożar. Innym przykładem takiego sprzężenia mogą być drzewa obalone przez wiatr lub osłabione i pozostałe po przygruntowym pożarze (czynnik abiotyczny), które są następnie nawiedzane przez gradację korników (Veblen i in. 1994), czyli czynnik biotyczny.

Wiatr odgrywa rolę zarówno w tworzeniu drzewostanów (zapylenie) jak i w ich eliminacji (wiatrołomy). Ten drugi, destrukcyjny jakby się wydawało na pierwszy rzut oka proces ma także swój pozytywny wydźwięk. Sprzyja on bowiem naturalnej konkurencji gatunków. Eliminacja osobników w wielkim wyścigu do światła docierającego pod okap lasu lub wpadającego poprzez otwór właśnie co dopiero powstałej na skutek działania wiatru luki, nasila się w okresie maksymalnego wzrostu drzew na wysokość (Szwagrzyk 1994). Takie drzewa są bardziej podatne na jego działanie zwłaszcza, jeśli do tego wykształcają potężnych rozmiarów korony. Co więcej, im większe są rozmiary zamierającego drzewa, tym większe jest też prawdopodobieństwo powstania dodatkowych zaburzeń w postaci złomu lub wywrotu (Holeksa 1997).

Według podziału drzew, jaki wprowadził Shugart (1984), na tworzące i nie tworzące luki, także te mniej rozłożyste i okazałe drzewa, które zdaniem wymienionego autora luk nie powinny tworzyć, wypadają z różnych przyczyn. Jedną z nich może być fakt, iż dany osobnik znalazł się na skraju luki i narażony był na działanie silnego wiatru lub promieniowania słonecznego (Szwagrzyk 1994). Czasem teoretycznie podatniejsze na wypadanie drzewa, zdążą swoimi okazałymi rozmiarów koronami wypełnić lukę i stworzyć jednolity okap, który lepiej opiera się destrukcyjnym wpływom podmuchów wiatru.

Jeżeli wraz z powstaniem luki (przypadek wywrotu) destrukcji uległa także warstwa glebowa, stanowi to czynnik siedliskotwórczy, sprzyjający kiełkowaniu nasion czy naturalnej sukcesji (Veblen 1992; Schaetzl i in. 1989). Jeśli taka luka w okapie leśnym powstała w wyniku wypadnięcia drzewa po jego złamaniu przez wiatr (przypadek złomu), to polepszeniu ulega los siewek już obecnych pod złamanym drzewem. Warunki kiełkowania pozostają tym razem bez specjalnych zmian (Oliver i Larson 1996; Lertzman i Krebs 1991).

Z dotychczas stosowanego podziału (Runkle 1990) ekosystemów leśnych na lasy, które ulegają stosunkowo często zaburzeniom, ale o charakterze lokalnym, oraz takie, które ulegają im rzadko³, wyłamuje się część ekosystemów leśnych strefy umiarkowanej i większość lasów strefy tropikalnych. Do lasów tych należy m.in. ta część drzewostanów liściastych i mieszanych, która nawiedzana jest przez niewielkie zaburzenia występujące umiarkowanie często, charakteryzująca się typowo-

³za to siła, rozległość i skutki działania zaburzenia mają charakter katastroficznego i bardzo silnie przekształcające środowisko leśne

wą dynamiką luk (Runkle 1982; Gentry 1990). Ich dużą odporność na czynniki takiego rodzaju jak pożar, huraganowy wiatr i inne niosące ze sobą katastrofalne skutki zaburzenia, wiążano z ich zróżnicowaniem gatunkowym. Jeśli jednak takie zaburzenia występowały, to obwiniano za powstałe szkody gospodarkę leśną, przekształcającą w monokulturę gatunkową te ekosystemy naturalne (Szwagrzyk 2000). Tak podatne na zaburzenia w naturze były zazwyczaj tylko jednowiekowe drzewostany, zdominowane przez jeden gatunek, rosnące w skrajnych warunkach glebowych lub klimatycznych na przykład w strefie borealnej (Barnes i in. 1998; Holling 1992).

Poglądy o odporności na zaburzenia lasów o podwyższonej różnorodności gatunkowej, w sąsiedztwie lasów przekształcanych przez człowieka, panowały jednakże w czasie, gdy tych pierwszych było już stosunkowo niewiele, bądź stanowiły enklawy lub wyspy. Obecnie takich wyizolowanych płatów lasów naturalnych już prawie się nie spotyka. Dokoła rosną populacje sadzone w większości przypadków ludzką ręką lub w znacznym stopniu przez człowieka przekształcone. Są to lasy hodowlane, z reguły monokulturowe, których zarządzający nastawieni są na ich na szybki wzrost, produkcję drewna i pewny zysk. Nawet jeśli istnieją jeszcze obszary ochrony rezerwatowej, to i tak stosowane w nich zabiegi niezgodne są niejednokrotnie z pierwotnie przyjętymi planami urządzenia i regułami prowadzenia gospodarstwa rezerwatowego (Holeksa i in. 1996). Nie o takich jednak lasach mówi niniejsza praca, lecz właśnie o monokulturowych borach sosnowych, w których występujące zaburzenia nie są sprawą rzadką.

3. Cel pracy i hipoteza badawcza

Na podstawie informacji napływających, ze źródeł terenowych (zlokalizowane w Borach Tucholskich Nadleśnictwa z RDLP Toruń, Gdańsk, Szczecinek) i dostępnych danych literaturowych nasunęło się przypuszczenie, iż nasilające się w ostatnim czasie przypadki masowych szkód biorą swój początek w naturalnych i antropogenicznych warunkach rozwoju drzewostanów Borów Tucholskich. Nie były one natomiast związane z położeniem obszaru Borów w strefie specjalnie zagrożonej występowaniem silnych wiatrów. Ze wstępnej analizy przestrzennego rozmieszczenia szkód wynikało, że lokalizacja wykrotów i złomów koresponduje z rozmieszczeniem lasów wtórnych odtworzonych na gruntach porolnych, które w niedawnej przeszłości były użytkowane rolniczo. Według Gorzelaka (1999) oraz Rykowskiego i Sieroty (1983) w lasach na gruntach porolnych niszczycielską działalność wiatru wzmagają słabo wykształcony system korzeniowy drzew i osłabiona przez patogeny zdrowotność drzew. Istotny wpływ na wystąpienie zaburzeń wywołanych przez wiatr wydawało się mieć także bliskie sąsiedztwo terenów nieleśnych, tj. większych powierzchni pól uprawnych, łąk i pastwisk, a również większych jezior śródlęśnych.

Biorąc pod uwagę wstępne informacje o wielkości szkód spowodowanych przez huraganowe wiatry w regionie Borów Tucholskich oraz przedstawione powyżej przypuszczenia sformułowano następujące cele badawcze realizowanej rozprawy doktorskiej:

- 1 – oszacowanie wielkości szkód spowodowanych przez huraganowe wiatry na całym obszarze Borów Tucholskich,
- 2 – określenie jaka jest zmienność intensywności zjawiska w kolejnych latach pięciolecia 1999-2003,
- 3 – określenie zmienności przestrzennej wielkości szkód ocenianych na poziomie poszczególnych Nadleśnictw,
- 4 – porównanie wielkości szkód z okresu 1999-2003 ze stratami, jakie wystąpiły w latach wcześniejszych,
- 5 – porównanie wielkości szkód w regionie Borów Tucholskich z wielkością zaburzeń spowodowanych przez czynnik wiatru w innych regionach Polski,
- 6 – znalezienie odpowiedzi na pytanie: czy bliższe położenie lasu względem granicy polno-leśnej zwiększa rozmiary szkód w drzewostanie?
- 7 – potwierdzenie czy we wtórnych lasach odtworzonych na gruntach porolnych szkody od wiatru występują częściej i jednocześnie straty te są w nich wyraźnie większe niż w lasach, których rozwój nie był przerwany czasowym użytkowaniem rolniczym gleby po wyрубie drzewostanu?

- 8 – określenie, jaki wpływ na intensywność i rozmiary szkód spowodowanych przez wiatr ma orografia terenu,
- 9 – sprecyzowanie jakie inne cech siedliska i właściwości struktury drzewostanu zwiększają ryzyko wystąpienia złomów i powalów,
- 10 – określenie jak powały i złomy wpływają na różnorodność i heterogeniczność baldachimu roślinnego (canopy),
- 11 - ocenienie wpływu dawnych i współczesnych zabiegów z zakresu hodowli lasu na występowanie szkód wiatrowych,
- 12 - sformułowanie wniosków i sugestii dla praktyki leśnej zmniejszających ryzyko występowania wiatrołomów i wielkość ewentualnych strat.

Powyższe cele badawcze realizowane były przy przyjęciu, między innymi, następujących hipotez badawczych:

- 1 – wielkość szkód w Borach Tucholskich jest raczej niewielka w porównaniu z innymi regionami kraju,
- 2 – zmienność zjawiska w kolejnych latach rozpatrywanego horyzontu czasowego jest znaczna, jednakże występuje trend nasilania się szkód od wiatru w tym okresie,
- 3 – wielkość szkód w Nadleśnictwach zlokalizowanych w północno-zachodniej części regionu jest znacznie większa niż w jego części południowo-wschodniej,
- 4 – zniszczenia w sąsiedztwie skraju lasu są istotnie wyższe niż w głębi drzewostanu,
- 5 – zaburzenia w lasach odtworzonych na gruntach porolnych są większe niż w drzewostanach zaburzonych jedynie wyrębem drzewostanu i szybko odnawianych,
- 6 - z czynników związanych z orografią terenu ryzyko wystąpienia szkód zwiększają wyniesienia terenu, zwłaszcza ich fragmenty o ekspozycji zachodniej i północnej,
- 7 – złomy i powały istotnie zwiększają różnorodność i fragmentację warstwy koron drzew zbiorowisk leśnych; cechę tę można dobrze analizować przy wykorzystaniu wysokorozdzielczych zdjęć satelitarnych,
- 8 – zasady współczesnej gospodarki leśnej, a szczególnie zakładanie powierzchni zrębowych, pozostawianie starych drzewostanów w sąsiedztwie szlaków komunikacyjnych, zwiększanie różnorodności gatunkowej na granicy polno-leśnej, dość dobrze zabezpieczają drzewostany przed ryzykiem wystąpienia wiatrołomów,
- 9 – na wielkość szkód wpływają takie cech drzewostanu jak wiek, zwarcie, a także jego bonitacja,
- 10 – z cech siedliska znaczny wpływ mają żyzność i wilgotność, jednakże kierunek oddziaływań tych czynników jest trudny do określenia,

- 11 – znaczny wpływ ma cała struktura krajobrazu, zwłaszcza, obok jego rzeźby, rozmieszczenie przestrzenne dojrzałych drzewostanów oraz młodych upraw leśnych i zbiorowisk nieleśnych,
- 12 – wpływ na wystąpienie szkód ma nie tylko struktura krajobrazu wynikająca z leśnego i rolniczego użytkowania terenu, lecz również zmiany jego konfiguracji wywołane prowadzonymi na dużą skalę robotami inżynieryjnymi.

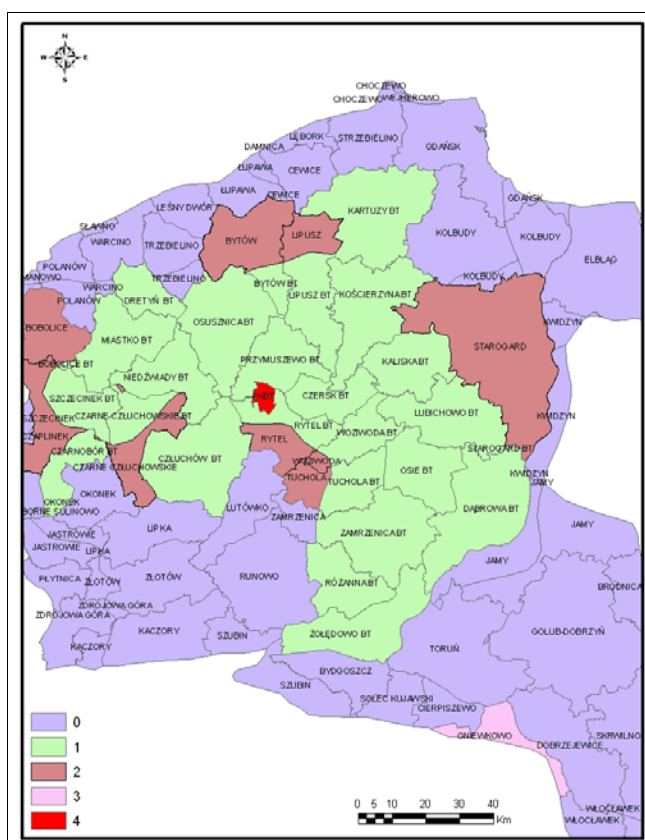
Weryfikację powyższych hipotez badawczych prowadzono w przekonaniu, że nowoczesna technologia GIS i teledetekcja satelitarna są najwłaściwszymi narzędziami do przeprowadzenia wszystkich analiz zaplanowanych w tej pracy. Uznano też, że realizacja celów badań przyczyni się w znacznym stopniu do rozbudowania systemu „GIS o roślinności Pomorza i Kujaw” tworzonego w Instytucie Ekologii i Ochrony Środowiska UMK w Toruniu.

4. Teren Badań

Badania objęły swoim zasięgiem tereny położone głównie w Borach Tucholskich. Jako dodatkowy poligon badawczy dla przeprowadzenia porównań wybrano tereny dotknięte klęską wiatrolomu w lipcu 2001 r. w rejonie działania Nadleśnictwa Gniewkowo (RDLP Toruń). Teren ten zlokalizowany jest w Kotlinie Toruńsko-Płockiej.

4.1 Bory Tucholskie

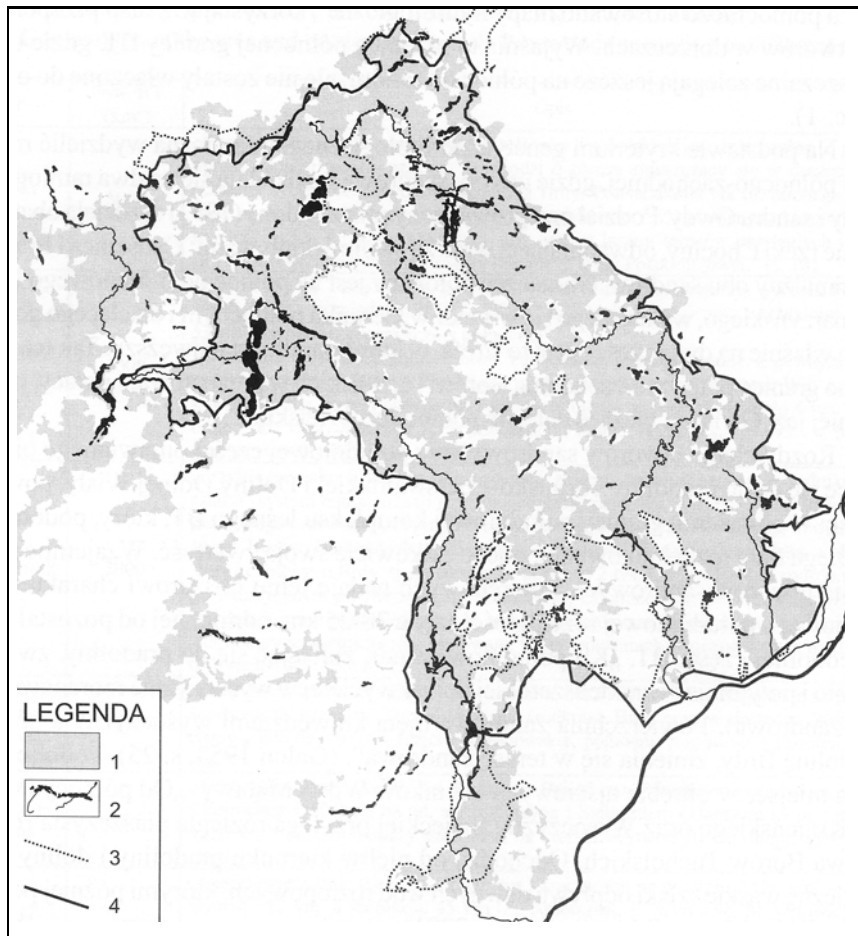
Zasadniczy obszar badań wpływu różnorodnych czynników ekologicznych na rozmieszczenie i wielkość szkód wiatrowych leży w terytorialnym zasięgu działania czterech Nadleśnictw: Przymuszewo, Woziwoda, Czersk, Rytel, które wchodzi w skład Regionalnej Dyrekcji Lasów Państwowych w Toruniu oraz Parku Narodowego Bory Tucholskie (Ryc. 3). Ponieważ szkody wiatrowe szacowano również na poziomie wszystkich Nadleśnictw, które chociaż częściowo wchodzi w skład dzielnicy przyrodniczej, podano charakterystykę całego szeroko rozumianego regionu Bory Tucholskie.



Ryc. 3. Zasięg terytorialny Nadleśnictw z zaznaczeniem przynależności do dzielnicy Borów Tucholskich. 1- Nadleśnictwa leżące niemal w całości w Borach Tucholskich, 2 –Nadleśnictwa, które tylko częściowo należą do Borów Tucholskich, 3 Nadleśnictwo Gniewkowo (Kotl.Toruńsko-Płocka), 4 – Park Narodowy „Bory Tucholskie”, 0 - Pozostałe Nadleśnictwa położone w całości poza Borami Tucholskimi.

4.1.1 Położenie

Wielkość i położenie Borów Tucholskich zmienia się w zależności od zastosowanych kryteriów podziału. Nie jest określona ściśle i zależy od potrzeb autorów stosujących różne sposoby podziału tego obszaru. Jednym z takich podziałów jest jedna z najświeższych klasyfikacji zastosowana na potrzeby projektowanego w regionie Borów Tucholskich rezerwatu biosfery. Formularz nominacyjny (Przystalski i in. 2006) określa granice Rezerwatu Biosfery „Bory Tucholskie” jako wyznaczone przez zasięg 32 gmin, które zgłosiły chęć wzięcia udziału w takiej formie ochrony. Tak zdefiniowane granice zasięgu badań najbardziej zbliżone mogą być do jednego z ujęć granic Borów Tucholskich (Ryc. 4), jakie przedstawił Kowalewski (2002). Autor ten oparł swój wybór o geologiczne właściwości podłoża, w szczególności o jego przepuszczalności dla wód opadowych i podziemnych. Innymi podziałami przedstawianymi w powyższym opracowaniu były klasyfikacje związane z przebiegiem granic dorzeczy Brdy, Wdy i Maławy lub o granice etniczne i kulturowe występujące w omawianym obszarze.

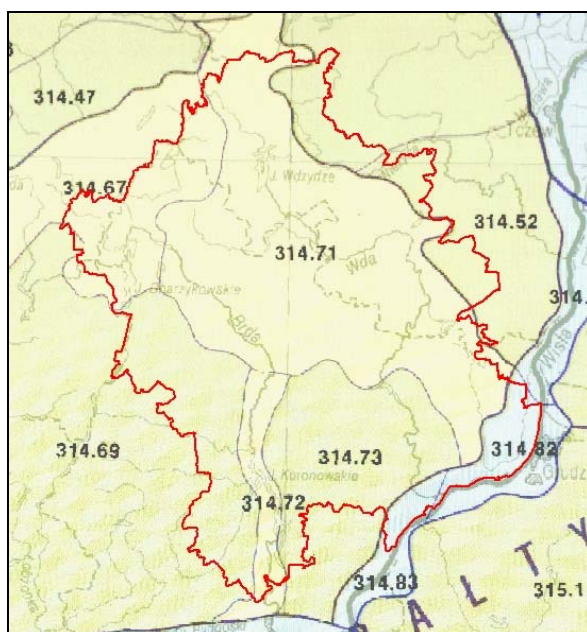


Ryc. 4. Granice Borów Tucholskich wyznaczone przez Kowalewskiego (2002) na podstawie kryterium genetyczno - litologicznego.

(1 – lasy, 2 – wody powierzchniowe, 3 – granica utworów przepuszczalnych, 4 – granica Borów Tucholskich).

Zgodnie z podziałem kraju na regiony fizyczno-geograficzne dokonany przez Kondrackiego (1978, 2000) omawiany region (Ryc. 5) usytuowany jest w:

- Obszarze Europy Zachodniej – 2,3,4;
- Podobszarze Pozaalpejskiej Europy Środkowej – 3;
- Prowincji Nizy Środkowoeuropejskiego – 31;
- Podprowincji Pojezierzy Południowobałtyckich – 314-316;
- Regionie Pojezierza Południowopomorskiego – 314.6-7;
- Mezuregionie Równiny Charzykowskiej – 314.67;
- Mezuregionie Pojezierze Krajeńskie – 314.69;
- Mezuregionie Bory Tucholskie - 314.71;
- Mezuregionie Dolina Brdy - 314.72;
- Mezuregionie Wysoczyzna Świecka - 314.73;
- Mezuregionie Kotlina Grudziądzka - 314.82;

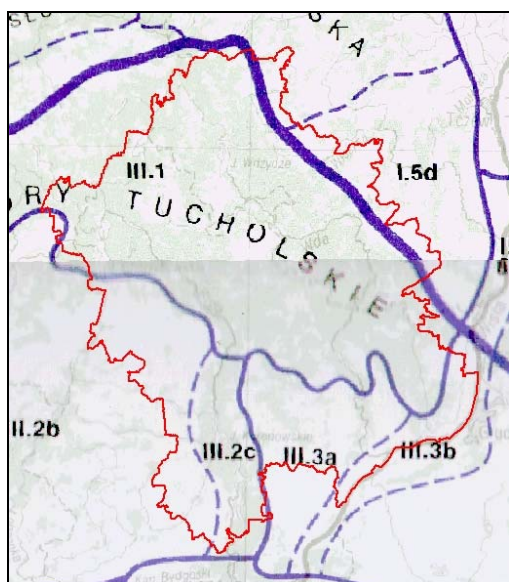


Ryc. 5. Położenie obszaru Borów Tucholskich na tle podziału fizyczno-geograficznego Polski (Kondracki 1978, 2000).

Według podziału kraju na krainy i dzielnice przyrodniczo-leśne (Ryc. 6 wg Trampler i in. 1990) teren ten należy do:

- Krainy Wielkopolsko – Pomorskiej – III;
- Dzielnicę Borów Tucholskich – III 1;

- Mezoregionów:
 - I.5d Pojezierza Starogradzkiego;
 - III.2b Wysoczyzny Krajeńskiej;
 - III.2c Doliny Brdy;
 - III.3a Wysoczyzny Świeckiej;
 - III.3b Kotliny Grudziądzkiej.



Ryc. 6. Położenie obszaru Borów Tucholskich na tle podziału przyrodniczo-leśnego Polski (Tramplera i in. 1990, 1993-1997).

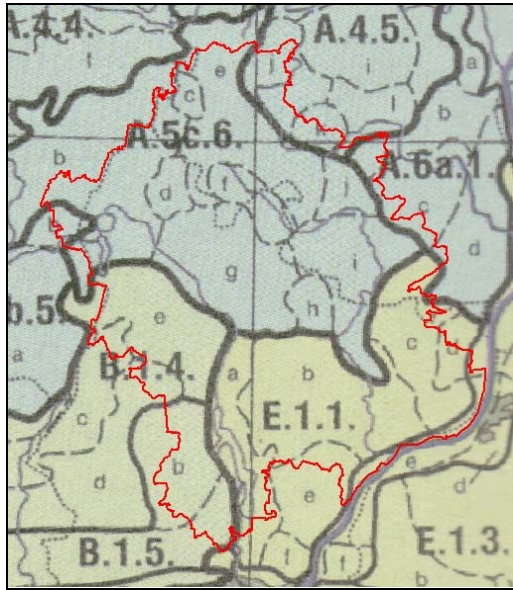
Według podziału geobotanicznego Szafera i Pawłowskiego (1972) obiekty położone są w:

- Państwie: Holarktyda;
- Obszarze: Euro – Syberyjskim;
- Prowincji: Niżowo – Wyżynnej, Środkowoeuropejskiej;
- Dziale: Bałtyckim – A;
- Poddziale: Pasa Równin Przymorskich i Wysoczyzn Pomorskich – A₁;
- Krainie: Pomorskiego Południowego Pasa Przejściowego – 6;
- Okręgu: Borów Tucholskich - 6c.

Według regionalizacji geobotanicznej Polski (Ryc. 7 wg Matuszkiewicz 2003) - teren badań należy do:

- Działu Pomorskiego;
- Krainy Sandrowych Przedpola Pojezierzy Środkowopomorskich;

- Podkrainy Tucholskiej
 - w tym do okręgów:
 - A.4.5. Pojezierza Kaszubskiego;
 - A.5c.6 Borów Tucholskich;
 - B.1.4. Złotowsko-Chojnickiego;
 - B.1.5. Nakielskiego;
 - E.1.1. Wysoczyzny Świeckiej.



Ryc. 7. Położenie obszaru Borów Tucholskich na tle podziału geobotanicznego Polski (Matuszkiewicz 1993).

4.1.2 Ogólna charakterystyka regionu

Bory Tucholskie leżą w północnej Polsce i stanowią jeden z subregionów Pomorza (Kondraci 1988; Narodowy Atlas Polski 1993-1997). Jest to rozległy obszar zlokalizowany na zachód od Dolnej Wisły w dorzeczu dwóch jej większych dopływów Brdy i Wdy. Powierzchnia tego subregionu wynosi około 5000 km², co stanowi około 1,6% terytorium Polski. Charakteryzuje się on olbrzymim bogactwem form geomorfologicznych, których geneza wiąże się z okresem ostatniego zlodowacenia bałtyckiego. Dominującą formą geomorfologiczną, jest rozległa równina sandrowa na przedpolu moren czołowych stadium pomorskiego tego okresu zlodowacenia. Powierzchnia równiny sandrowej rozcięta jest rynnami polodowcowymi, które wypełnione są licznymi jeziorami i rzekami (Galon 1953). Dominującą formacją roślinną na glebach wytworzonych tu głównie z ubogich piasków są bory sosnowe świeże i suche. W systemie klasyfikacji syntaksonomicznej (Boiński 1988, 2002) są one zaliczane do zespołów *Leucobryo-Pinetum*, *Peucedano-Pinetum* i *Cladonio-Pinetum*.

Mniejsze powierzchnie zajmują inne typy borów: bór wrzosowy *Calluno-Pinetum* (wg Boińskiego 1988) lub *Peucedano-Pinetum callunetosum* (wg Boińskiego 2002), bór wilgotny *Molinio-Pinetum* i występujący na glebach organogenicznych bór bagienny *Vaccinio uliginosi-Pinetum*. W przeszłości większy udział w drzewostanach miały gatunki liściaste. Liczniej występowały lasy dębowo-grabowe, dębowe i bukowe, lecz trwająca od wielu stuleci antropopresja spowodowała, że zostały one zamienione na tereny rolne i wrzosowiska lub zastąpione przez monokultury sosnowe. Największe zmiany w charakterze drzewostanu nastąpiły na przełomie XIX i XX wieku, kiedy to przetrzebione powierzchnie leśne i zdegradowane gleby orne, pruska administracja leśna obsadzała masowo sosną. Zalesiano również wrzosowiska, odłogi, zdegradowane pastwiska i nieużytki. Dalszy wzrost powierzchni leśnej nastąpił po 1920 roku, gdy większa część regionu Borów Tucholskich została włączona do odrodzonego państwa polskiego. Następnym okresem zalesiania byłych terenów rolniczych i nieużytków nastąpił po II wojnie światowej, kiedy to w ramach tzw. reformy rolnej rozparcelowano i obsadzono sosną wiele majątków ziemskich.

Zalesienia byłych gleb rolniczych mają miejsce i dziś, bowiem nieopłacalność gospodarki rolnej na małych poletkach śródleśnych powoduje, że ich użytkownicy zrzekają się dzierżawy od lasów państwowych. Na powierzchniach tych, po kilkuletnim odłogowaniu, odtwarzane są zbiorowiska leśne (Kunz i Nienartowicz 2000; Nienartowicz i in. 2002).

Obecnie lesistość subregionu Bory Tucholskie kształtuje się na poziomie 50%, z czego drzewostany sosnowe stanowią bezwzględną większość, pozostawiając populacjom drzew liściastych niewielką część (Boiński 1999). Nasadzone drzewostany sosnowe rosną na ubogich piaszczystych glebach, nie nadających się pod uprawę roli. Należą one w większości do średnich klas wiekowych, z rzadka poprzetykanych drzewostanami w wieku powyżej 100 lat. Wymienione wyżej lasy liściaste, należące do syntaksonów *Tilio-Carpinetum*, *Galio-Carpinetum*, *Stellario-Carpinetum*, *Aceri-Tilietum*, *Calamagrostio-Quercetum petraeae*, *Luzulo pilosae-Fagetum* występują w dolinach rzek, głównie Brdy i Wdy oraz ich dopływów, gdzie występują też lasy brzozowe *Betuletum pubescentis*, wiązowe *Ficario-Ulmetum* i olchowe *Ribo nigri-Alnetum*, *Circaeo-Alnetum*, *Poo trivialis-Alnetum*, *Stellario-Alnetum*. Wiele lasów liściastych, stanowiących relikty zamierzchłych czasów, objętych jest ochroną rezerwatową. Na wysoczyznach - oprócz wymienionych borów świeżych i suchych - występują postacie degradacyjne lasów liściastych, uformowane poprzez nasadzenia sosny na żyzniejsze siedliska. Są to lasy z dominacją *Pinus sylvestris* w drzewostanie i następujących gatunków w runie: *Arrhenatherum elatius*, *Agrostis vulgaris*, *Deschampsia flexuosa*, *Pteridium aquilinum* (Boiński 2002).

Mimo znacznych przekształceń szata roślinna Borów Tucholskich zawiera liczne osobliwości florystyczne i syntaksonomiczne, głównie wśród zbiorowisk leśnych, torfowiskowych i wodnych (je-

ziora lobeliowe). Dla ich ochrony powołano wiele rezerwatów (wśród nich jeden z najstarszych w Europie Rezerwat cisów w Wierzchlesie, gdzie ochrona drzewostanu trwa od 1827 roku), jeden park narodowy oraz cztery parki krajobrazowe: Wdecki, Wdzydzki, Zaborski i Tucholski.

4.1.3 Geomorfologia

Obszar Borów Tucholskich, w którym zlokalizowane zostały stanowiska badawcze, położony jest w całości na obszarze równiny sandrowej związanej genetycznie z pomorską strefą czołowo - morenową stadiału bałtyckiego ostatniego zlodowacenia. Jest to największy w kraju sandr nazwany „sandrem Brdy”. Równinę tę urozmaicają liczne jeziora, najczęściej rynnowe, powstałe w wyniku erozyjnej działalności wód lodowcowych. Poza tym, dość licznie występują tu nieregularne formy eoliczne powstałe w skutek zwydmienia naniesionych piasków sandrowych oraz zatorfione zagłębienia wytopiskowe. Nieliczne wyspy moreny fallicznej, powstałe w czasie wcześniejszych faz postępu lodolodu, stanowią tzw. wyspę bruską i wyspę czerską. Powstały one dzięki istnieniu na przedpolu lodowca bryły lodu, która osłaniała przed piaskami sandrowymi wcześniejsze warstwy gliniaste. W efekcie, po roztopieniu lodu utworzyły żyzne obszary gleb gliniastych, stwarzające dogodne warunki dla rozwoju rolnictwa (Galon 1972; Walenta 1984).

Skalę macierzystą terenu stanowią gruboziarniste, wymyte piaski sandrowe różnej miąższości. Nielicznie występują płaty glin zwałowych oraz osady pochodzenia pojeziernego (np. w dolinie rzeki Kulawa i jezior Głuchych), gdzie spod cienkiej warstwy utworów polodowcowych wychodzą twory wapienne. Powodują one występowanie w tych okolicach dużych ilości marglu.

Omawiany obszar prawie w całości należy do krajobrazu sandrowego. W przeważającej części, są to tereny równinne lub faliste. Powierzchnia ich położona jest w części północnej np. w okolicach j. Somińskiego na wysokości ok. 175 m n.p.m. a w części południowej np. w okolicach Rytła, obniża się do 126-128 m n.p.m. Średnie wzniesienie n.p.m. wynosi około 150 m (Dysarz 1998).

4.1.4 Gleby

Teren badań położony jest na jednym z największych w Polsce kompleksów gleb bielicoziemnych związanych z polami sandrowymi o niskim poziomie wód gruntowych (Bednarek i Prusinkiewicz 1997). Są to gleby wytworzone z piasków luźnych oraz z piasków słabogliniastych płytkich i średnio głębokich zalegających na piaskach luźnych, bardzo rzadko podścielonych gliną średnio spiaszczoną. Rzadko występujące w tym regionie gleby brunatne wytworzone na piaskach gliniastych zalegających na glinach. Słaba jakość gleb obszaru badań spowodowana została odlesieniem w

przeszłości dużych powierzchni leśnych, przejściowym użytkowaniem rolniczym, wypasem bydła i trzody oraz grabieniem ścioly leśnej w nowo zakładanych uprawach sosnowych. Stosunki wodne w glebie uzależnione są od ukształtowania terenu oraz od rodzaju pokrywającej roślinności. Najbardziej suche gleby wykształciły się na wyniesieniach terenowych, stanowiących przeważającą część obszaru Nadleśnictwa. Gleby o wysokim poziomie wód gruntowych występują tylko w obniżeniach terenowych i dolinach rzecznych (Prusinkiewicz i in. 1981).

4.1.5 Klimat

Klimat omawianego regionu należy do klimatów strefy umiarkowanej grupy klimatów ciepłych. Obszar ten należy do Regionu Klimatycznego Pomorskiego ze średnim wpływem morza Bałtyckiego (Okołowicz 1969). Według Trampler i in. (1990) klimat terenu Nadleśnictwa leży w strefie klimatycznej B – środkowoeuropejskiej, makroregionu klimatycznego 1 – Pojezierza Pomorskiego Południowego.

Charakterystykę klimatu badanego terenu za lata 1988 – 1998 podano w oparciu o dane Stacji Hydrologiczno – Meteorologicznej w Chojnicach. Spośród szeregu parametrów meteorologicznych, podstawowymi czynnikami charakteryzującymi klimat są temperatura powietrza i opady.

Średnia roczna suma opadów atmosferycznych w latach 1988 - 1998 wyniosła na omawianym obszarze 558 mm. Najwyższa średnia rocznych sum opadów w tym okresie wystąpiła w roku 1998 i wyniosła 718 mm/rok. Najbardziej suchym rokiem w omawianym dziesięcioleciu był rok 1989 ze średnią opadów 353 mm/rok. Jednak w większości lat opady mieściły się w przedziale 500 - 600 mm i tym samym należały do niskich (średnio w roku 558 mm). Maksymalne miesięczne sumy opadów atmosferycznych w poszczególnych latach, występowały w różnych miesiącach i wahały się od ok. 50 mm/miesiąc w lutym 1997 roku, do 163 mm/miesiąc w lipcu 1988 roku. Najniższe sumy opadów atmosferycznych wynosiły od 3 mm/miesiąc (w marcu 1996 roku) do 31 mm/miesiąc (w czerwcu 1994 roku). Najmniej opadów przypadało na luty (średnio 29 mm), a najwięcej na lipiec (średnio 68 mm). Na podstawie analiz porównawczych sum rocznych i miesięcznych opadów z okresów 1951-1960 (Wiszniewski i Chełchowski 1975) i 1988 – 1998 oraz danych ze Stacji Hydrologiczno – Meteorologicznej w Chojnicach (Tab. 3) zauważalne są: tendencja zmniejszania się wskaźników opadowych i postępujący proces osuszania klimatu.

Najwyższa średnia rocznych temperatura w okresie 1988 – 1999 wystąpiła w roku 1989 i wyniosła 8,7°C (Tab. 5). Najbardziej zimnym rokiem w jedenastoletnim okresie był rok 1996 ze średnią temperaturą 5,9°C. Średnia temperatura za lata 1988 – 1999 wyniosła 7,7°C. Maksymalne miesięczne temperatury występowały w różnych miesiącach i wahały się od 1,9°C w styczniu 1990 roku do 20,9°C w

lipcu 1994 roku. Bezwzględne minima w jedenastolecu wynosiły od $-5,8^{\circ}\text{C}$ w lutym 1996 roku do $14,7^{\circ}\text{C}$ w lipcu 1996 roku. Najzimniejszym miesiącem był grudzień ze średnią temperaturą $-0,9^{\circ}\text{C}$, najcieplejszym lipiec (średnio $17,2^{\circ}\text{C}$).

Tab. 3. Średnie miesięczne i roczne sumy opadów atmosferycznych w mm (Stacja Hydrologiczno – Meteorologiczna w Chojnicach) w okresie 1988-1998.

Rok	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	I-XII
1988	45	38	36	14	61	77	163	21	48	13	54	66	636
1989	15	26	24	28	6	36	31	39	7	71	16	54	353
1990	37	24	57	52	28	60	60	60	95	27	42	18	560
1991	22	15	16	34	46	121	38	100	31	25	36	35	519
1992	15	32	73	32	31	37	37	43	32	26	91	35	484
1993	75	29	30	6	44	82	77	40	104	14	26	79	606
1994	88	16	103	22	17	31	12	37	70	41	41	80	588
1995	43	38	51	47	49	78	26	62	88	16	22	17	537
1996	5	29	3	10	109	84	106	79	45	41	36	15	556
1997	4	50	35	38	84	65	81	39	57	74	23	33	583
1998	42	33	55	59	47	79	71	92	74	70	42	54	718
1988-1998	36	29	44	31	50	68	64	56	59	38	39	44	558

Inne charakterystyki klimatyczne kształtowały się następująco:

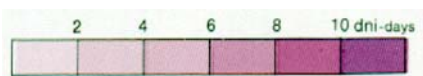
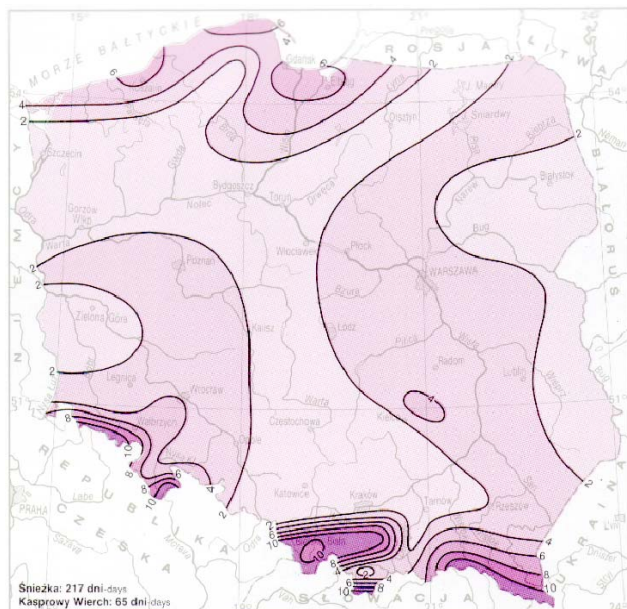
- liczba dni z przymrozkami – 100 – 110;
- liczba dni z mrozem – 35 – 40;
- liczba dni z szatą śnieżną – 50 – 70;
- liczba dni pogodnych (stopień zachmurzenia 0 – 2) – 55 – 60;
- liczba dni pochmurnych (stopień zachmurzenia 8 – 10) – 130 dni;
- okres wegetacyjny trwa 210 – 220 dni.

Średnio biorąc na obszarze badawczym przeważają wiatry z kierunków o składowej zachodniej (Ryc. 9). Panującym kierunkiem wiatrów w ciągu roku są wiatry południowo – zachodnie i zachodnie. Najrzadsze są wiatry wschodnie i północno – wschodnie. W miesiącach zimowych najczęściej na wybrzeżu występują wiatry wiejące z S, SW, W i NW. W głębi Pomorza (okolice Chojnic, Lęborka i Koszalina) zdarzają się liczniej także wiatry z SE z maksimum zachodnich w zachodnim Pomorzu a południowych we wschodnim Pomorzu. W rejonie tym pojawiają się też częściej wiatry SE i częściej spotykane są cisze. (Zych 1952). Częstości występowania wiatrów wiejących w styczniu także z innych kierunków przedstawia Ryc. 10.

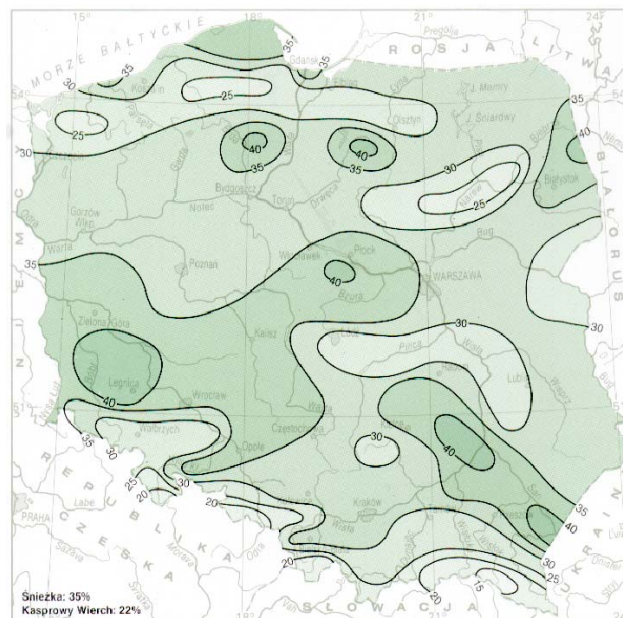
Średnie miesięczne prędkości wiatru (m/s) w latach 1995, 2002-2004, które wystąpiły na obszarze badawczym przedstawia Tab. 4.

Tab. 4. Średnie miesięczne prędkości wiatru (m/s) w latach 1995, 2002-2004, Stacja synoptyczna Chojnice. (IMGW Chojnice za Korpala 2006)

Rok	Sty	Lut	Marz	Kwi	Maj	Czer	Lip	Sierp	Wrz	Paźd	List	Grud	Średn
1995	5,4	5,9	4,7	4,8	3,8	3,3	3,0	2,6	3,5	2,9	3,7	2,7	3,8
2002	4,8	5,8	4,4	3,2	2,9	3,6	3,5	2,4	2,7	3,7	3,3	2,8	3,6
2003	4,1	2,6	3,3	4,0	3,0	3,6	2,7	3,1	2,8	3,4	3,5	4,7	3,4
2004	3,5	4,4	4,7	3,5	4,0								



Ryc. 8. Średnia roczna liczba dni z wiatrem bardzo silnym (o prędkości powyżej 15m/s), źródło: Narodowy Atlas Polski 1993-1997.

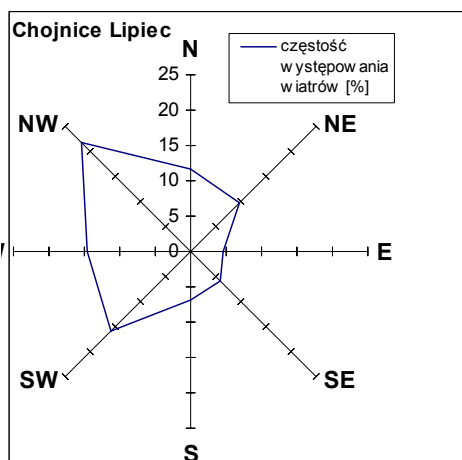
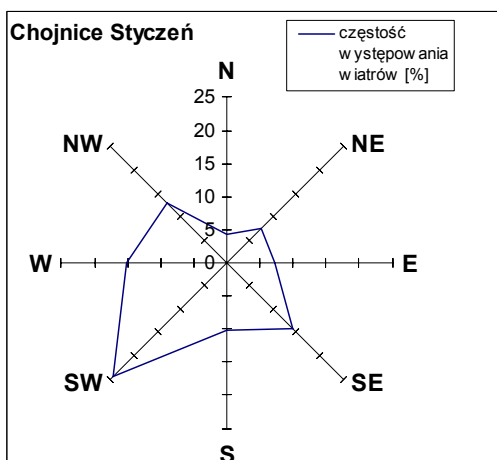
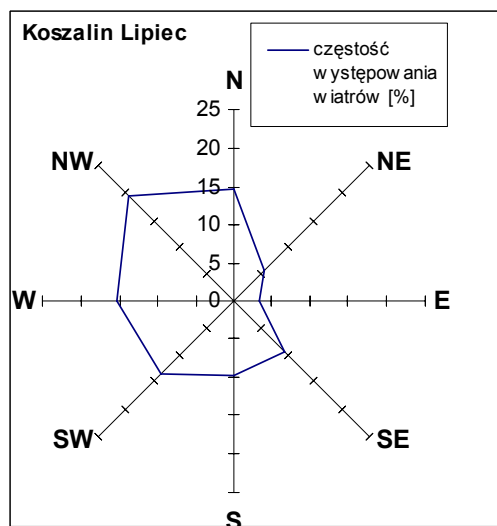
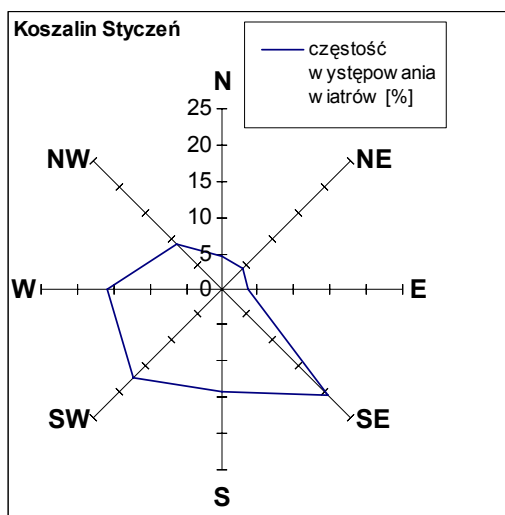


Ryc. 9. Częstość wiatru z sektora zachodniego latem (V-X), źródło: Narodowy Atlas Polski 1993-1997.

Bezwzględnie przeważają tu wiatry określane jako bardzo słabe i słabe (70 – 80 %). Udział wiatrów silnych i bardzo silnych stanowi 4 – 8 % a, udział cisz stanowi 15 – 20 % w ogólnej liczbie obserwacji przeprowadzonych w ciągu roku. Badany obszar należy do strefy, w której średnia roczna liczba dni z wiatrem bardzo silnym (o prędkości powyżej 15m/s) wynosi od 0 do 2 w części południowej Borów Tucholskich, a w części północnej i wschodniej od 2 do 4 dni (Ryc. 8). W na stacji synoptycznej w Chojnicach zimą najczęściej odnotowywanymi wiatrami są te o sile 5 - 10m/s (Zych 1952).

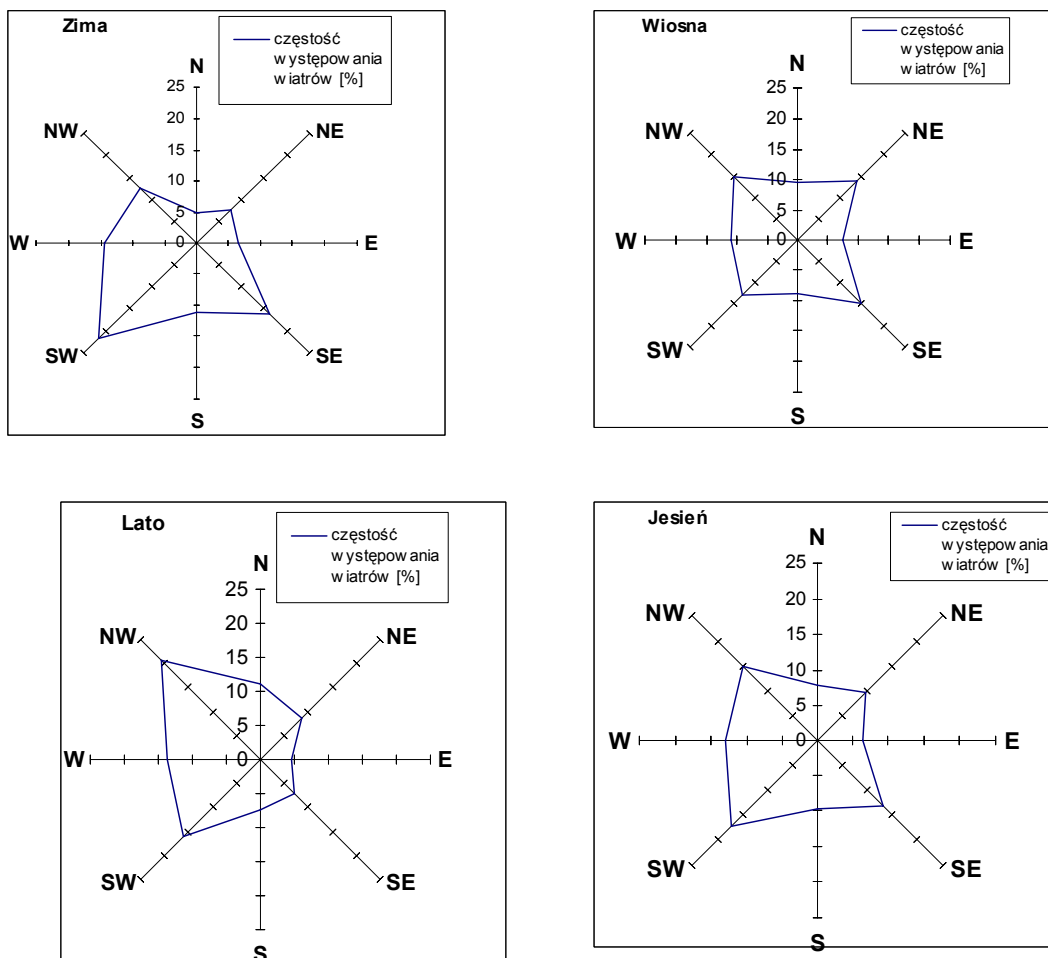
Tab. 5. Średnie miesięczne i roczne temperatury powietrza w °C (Stacja Hydrologiczno – Meteorologiczna w Chojnicach) w okresie 1988-1999 i 2002-2004.

Rok	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	I-XII
1988	0,3	0,1	-0,3	6,1	13,7	15,5	17,4	16,0	12,7	7,5	0,1	0,8	7,5
1989	1,8	2,8	4,8	7,8	12,9	14,8	17,5	16,6	14,1	9,3	1,8	0,2	8,7
1990	1,9	4,3	5,4	7,1	12,7	15,7	15,7	16,9	10,5	8,5	4,0	-0,6	8,5
1991	0,1	-3,9	3,3	6,8	8,5	12,9	17,7	17,0	13,2	7,6	2,8	-0,1	7,2
1992	-0,7	1,4	2,6	6,3	12,9	17,5	18,8	18,8	12,4	4,6	3,0	-0,4	8,1
1993	-0,2	-0,8	1,1	8,2	15,4	14,1	15,1	14,9	10,6	7,2	-1,9	0,9	7,1
1994	0,9	-3,9	2,4	8,2	11,0	14,3	20,9	18,0	13,1	6,3	3,7	1,5	8,0
1995	-1,8	2,5	2,1	6,8	11,5	15,3	18,9	18,1	12,5	10,1	0,6	-5,1	7,6
1996	-5,4	-5,8	-1,5	7,6	11,7	15,0	14,7	17,7	9,9	8,6	4,1	-5,3	5,9
1997	-4,2	1,5	2,8	4,4	10,8	15,6	17,2	19,5	13,0	6,5	1,8	0,1	7,4
1998	0,6	3,1	1,5	8,6	13,4	15,6	15,7	14,7	12,8	7,1	-1,6	-1,9	7,5
1999	-0,7	-1,4	3,5	8,3	11,8	15,8	19,1	17	16,1	7,8	2,7	0,8	8,4
1988-1999	-0,6	0,0	2,3	7,2	12,2	15,2	17,4	17,1	12,6	7,6	1,8	-0,8	7,7
2002	-0,1	2,8	3,6	7,4	15,8	16	18,9	19,8	13	6,2	2,4	-5,6	9,6
2003	-2,7	-4,6	1,5	5,9	13,7	16,8	18,5	17,4	13	4,5	4,1	0,8	7,4
2004	-5,7	-0,1	2,8	7,5	11,3	14,5	16,2	18,1	12,8	8,6	3	1,4	7,5
2002-2004	-2,8	-0,6	2,6	6,9	13,6	15,8	17,9	18,4	12,9	6,4	3,2	1,1	8,0



Ryc. 10. Częstość występowania wiatrów na wybranych stacjach synoptycznych Pomorza w styczniu i lipcu (źródło: Zych 1952)

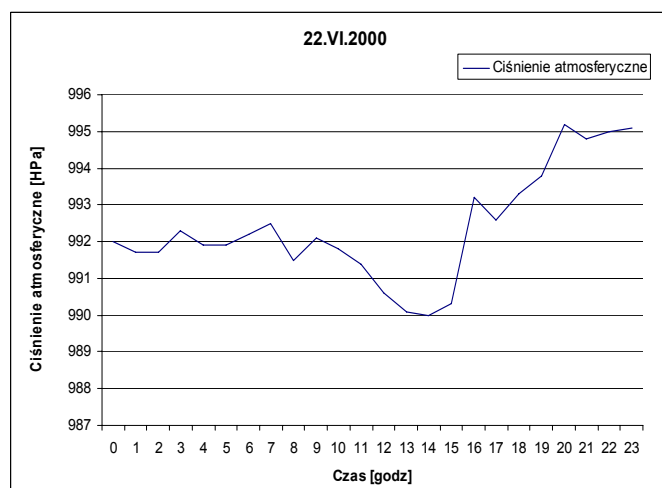
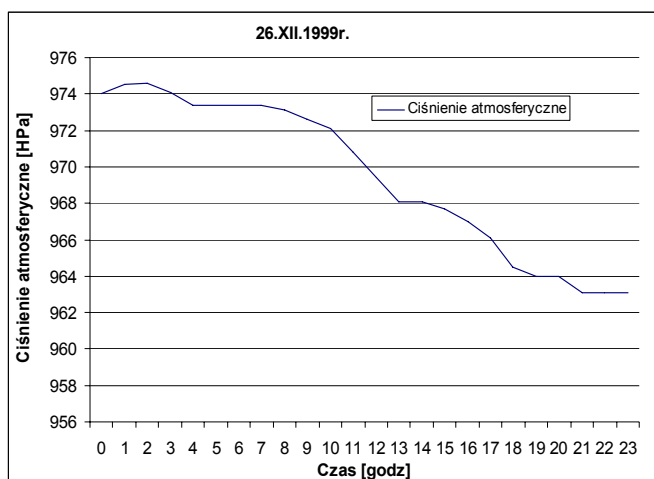
Warunki anemometryczne panujące w sercu Borów Tucholskich tj. na stacji synoptycznej w Chojnicach przedstawia ryc. 11. Zimą przeważają tu wiatry wiejące z SW (21,8%) oraz SE (16%), najrzadziej zaś z N (5%) i E (6,5%). Cisze stanowiły 5,5% okresu zimowego. Wiosna charakteryzuje się najbardziej wyrównanymi udziałami poszczególnych kierunków wiatrów, z niewielką dominacją wiatrów z SE, NE i NW (ok. 14% każdy) oraz 7,5% -owym udziałem cisz. Latem wyraźnie dominują wiatry z NW i SW (16-21%) oraz wyraźnie mniejszymi odsetkami wiatrów z E (4,5%) oraz S i SE (ok. 7,3% każdy). Cisze stanowią latem 10,9%. Jesień charakteryzuje się już mniejszym niż w lecie udziałem wiatrów wiejących z NW (11,5%), za to częściej wieją wtedy wiatry z SW (18,9%). Udział cisz jest zbliżony do tego z lata i wynosi jesienią 10,1%. W skali całego roku kierunki wiatrów najrzadziej wiejących to E (6,3%) i N (7,7%) oraz NE (8,7%). Wiatry które najczęściej nawiedzały obszar Borów Tucholskich to SW (17,3%), NW (14,8%) i SE (13,1%) oraz W (12,9%) (Klima i Mróz 1938). Potwierdzają to dane pozyskane z przeprowadzonych badań rozkładu wiatru z lat 1992-1996 na terenie Zaborskiego Parku Krajobrazowego.



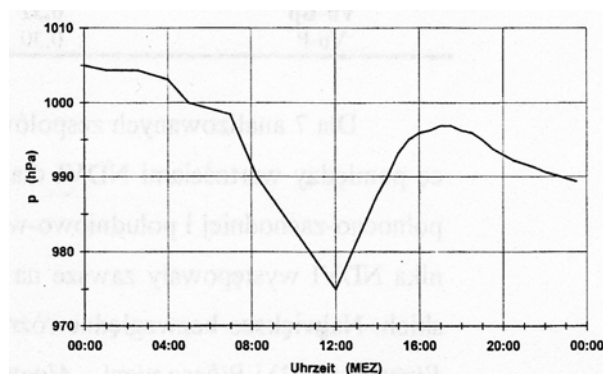
Ryc. 11. Częstość występowania wiatrów na stacji synoptycznej w Chojnicach zimą, wiosną, latem i jesienią. (źródło: Klima i Mróz 1938).

Wynika z nich, że przeważają na jego terenie wiatry wiejące z zachodu (17,4%), południowego – zachodu (15,9%) i północnego – zachodu (15,1%). Najrzadziej wiały wiatry z północy, wschodu oraz północnego – wschodu. Ich procentowy udział wyniósł kolejno: 8,7%, 9,3%, oraz 10,46% (Korpala 2006).

Z IMGW Chojnice pochodzą też dane dotyczące ciśnienia panującego w dniach wystąpienia dwóch huraganów jakie przeszły nad Borami Tucholskimi zimą 1999 (huragan Lothar) i latem 2000r. (lokalna trąba powietrzna). W obu przypadkach nastąpił gwałtowny spadek wartości ciśnienia w godzinach bezpośrednio poprzedzających wystąpienie huraganu (22.VI.2000) lub w trakcie jego trwania (26.XII.2007) (Ryc.12 i Ryc. 13). Zgadza się to z zasadami powstawania trąb powietrznych, gdy pod wpływem wielkich prędkości wiatru rozwija się siła odśrodkowa, na skutek której masy powietrza rozprzyskują się na boki, natomiast w środku wiru ciśnienie znacznie spada w stosunku do otaczającego - o kilkadziesiąt, a nawet 100 hPa (Lorenc 1996, 1999).



Ryc. 12. Wysokość Ciśnienia atmosferycznego w dniach: 26XII1999 (lewa) i 22.VI.2000 (prawa) (IMGW Chojnice).



Ryc. 13. Przebieg ciśnienia atmosferycznego w dniu 26.XII. 1999 r. na Stacji Meteorologicznej Karlsruhe (Niemcy), w czasie przechodzenia nad Europą huraganu Lothar (źródło: Mayer i Schindler 2002 za Wesp 2000).

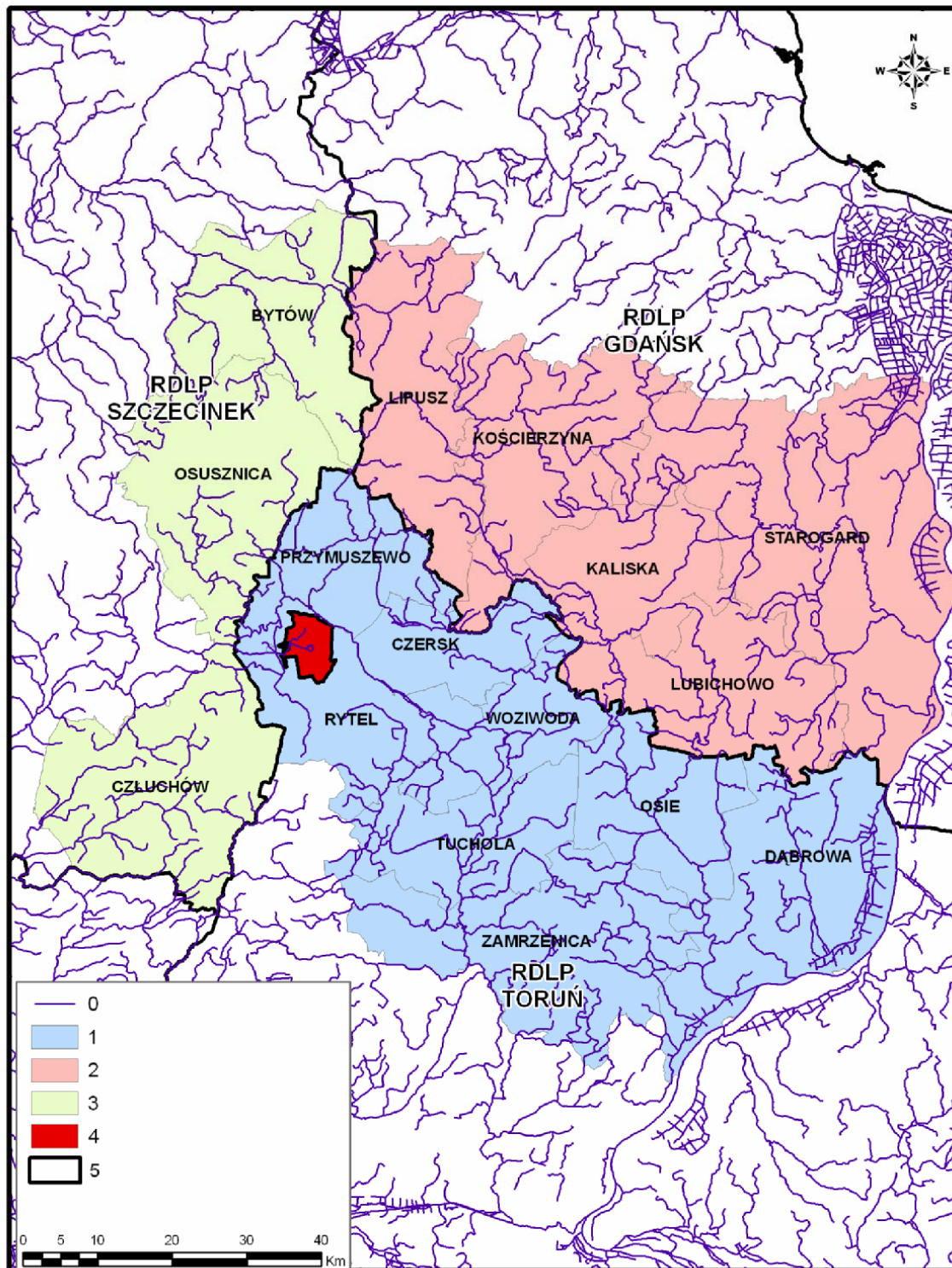
4.1.6 Hydrografia

Obszar Borów Tucholskich znajduje się pod względem hydrograficznym w dwóch dorze-
czach: Brdy i Wdy. Wyróżnia się on bogactwem zjawisk wodnych. Występują tu wszystkie elementy
związane z wodami powierzchniowymi i podziemnymi charakterystyczne dla strefy młodoglacjalnej
(Szmeja i in. 1998; Szmeja 2002). Łączny obszar wód powierzchniowych stanowi ok. 12 % badane-
go terenu (Rocznik hydrolog.... 1970-1983).

Największą rzeką przepływającą przez obszar badań jest Brda. Stanowi ona (wraz z jeziora-
mi, przez które przepływa) południowo-zachodnią granicę tego obszaru. Płynie w głębokiej dolinie
wyciętej w utworach sandrowych i uchodzi do północnej części jeziora Charzykowskiego, przepły-
wając później przez ciąg jezior: Długie, Karsińskie, Witoczno, Łackie, Dybrzk, Kosobudno, wpada
do Wisły w okolicach Fordonu.

Część północna terenu badań znajduje się w obszarze zlewni rzeki Zbrzycy. Jest to lewy do-
pływ Brdy, w którego zlewni przeważają piaski sandrowe. Tylko w części północno-wschodniej wy-
stępują utwory o przepuszczalności średniej i małej (piaski gliniaste i gliny). Zbrzyca górna płynie
południkowo, a na wysokości miejscowości Leśno zmienia kierunek na równoleżnikowy. Po prze-
płynięciu przez liczne jeziora (m.in. Laska, Księżę, Śluza) ponownie zmienia kierunek na południ-
kowy i uchodzi do jeziora Witoczno. Największymi jej dopływami są: Mlusina, Kulawa i Kłoneczni-
ca (Choiński 2002).

W terenie, w którym prowadzono badania znajdują się liczne jeziora o powierzchni większej
od 1 ha (Choiński 1991). Największymi jeziorami położonymi w badanym obszarze w granicach Bo-
rów są jeziora Charzykowskie, Dybrzk, Kruszyńskie, Karsińskie, Ostrowite, Somińskie, Trzemeszno.
Pod względem genetycznym większość jezior zarówno należy do typu rynnowego, przepływowych
jak i bezodpływowych. Pozostałe jeziora są wytopiskami o zróżnicowanych wielkościach.



Ryc. 14. Obszar badań (Bory Tucholskie) na tle sieci rzecznej.
 0 – ciek; Nadleśnictwa z RDLP: 1 - Toruń, 2 – Gdańsk, 3 - Szczecinek oraz 4 - PN „Bory Tucholskie”
 wchodzące w skład obszaru badań.

4.1.7 Historia szaty roślinnej

Historia obecnej szaty roślinnej tego obiektu jest stosunkowo młoda, lecz od tysięcy lat kształtowana działalnością ludzką. Początków jej należy szukać przed około 12000 laty, gdy obszar ten został uwolniony od ostatniego lodowca i z południa wróciła tundra o charakterze lasostepu (Środoń 1972).

W okresie preborealnym (8000-7000 lat p.n.e.) dominującą rolę na tym terenie odgrywały lasy brzożowe, a później brzożowo-sosnowe. Licznie występowały również wierzby. Przy końcu tego okresu pojawiły się pierwsze drzewa ciepłolubne jak wiąz (*Ulmus*) i olsza (*Alnus*). W początkowym okresie holocenu na obszarze tym rozprzestrzeniła się sosna, która stała się drzewem dominującym w miejscach suchych i na świeżo uformowanych wydmach. Lasy sosnowe były mało zwarte, z dużym udziałem wrzosowatych (*Ericaceae*) w runie. Znaczną domieszkę stanowił w nich dąb (*Quercus*) i brzoza (*Betula*). Siedliska wilgotniejsze zajęte były początkowo przez brzozę i leszczynę (*Corylus*) z niewielkim dodatkiem wiązu. Wzdłuż brzegów rzek i jezior rozprzestrzeniła się olsza. W okresie preborealnym lasy odznaczały się niewielkim zwarciem chociaż rozpoczęło się ich rozprzestrzenianie na większych obszarach.

W okresie borealnym (7000-4000 lat p.n.e.) klimat uległ dalszemu ociepleniu. Sukcesywnie wzrastał stopień lesistości. Na omawianym obszarze panowały początkowo lasy sosnowo-brzożowe, z leszczyną. Od połowy tego okresu sosna uzyskała znaczną przewagę nad brzożą. Przy końcu tego okresu wzrósł udział olszy, wędrującej podmokłymi dolinami rzek oraz innych gatunków ciepłolubnych, głównie wiązu a następnie lipy (*Tilia*) i dębu. W niewielkiej ilości pojawił się również jesion (*Fraxinus*). Gatunki te zajęły odpowiadające im żyzniejsze siedliska i dały początek lasom mieszanym z udziałem dębów.

W okresie atlantyckim (4000-3000 lat p.n.e.) panowały najkorzystniejsze w holocenie warunki termiczne i wilgotnościowe. To optimum klimatyczne wywołało dalsze zmiany w składzie i rozprzestrzenianiu się lasów oraz przesunięcie granic zasięgu niektórych gatunków, np. leszczyny daleko na północ, w porównaniu z obecnym stanem. Na całym obszarze zaznaczyło się ustępowanie zbiorowisk brzożowo-sosnowych, na korzyść mieszanych lasów dębowych i olsów. Jednak na ubogich glebach piaszczystych i na torfowiskach, sosna utrzymała swą przewagę. Zasobniejsze w biogeny tereny piaszczyste porastał las, w skład którego, obok sosny, wchodziły dąb, brzoza i lipa. Na żyznych siedliskach ustalił się mieszany las liściasty z wiązem, jesionem, dębem i lipą. Wilgotne tereny wzdłuż rzek i jezior zajęte były przez fitocenozy łąkowe z jesionem, olszą i wiązem. W tym okresie pojawiły się rośliny synantropijne, jak babka (*Plantago*), szczaw (*Rumex*) oraz rośliny użytkowe, np. zboża (Środoń 1972). Wskazuje to nie tylko na obecność plemion koczowniczych, ale również na

obecność człowieka osiadłego zajmującego się rolnictwem. Już w okresie neolitu obserwuje się tam dosyć intensywną ingerencję człowieka w środowisko naturalne spowodowaną zarówno rozwijającą się hodowlą jak i uprawą roli (Miotk 1986). Od początku okresu atlantyckiego zaznaczył się wyraźny wpływ człowieka na lasy. Pierwsze plemiona rolnicze przybyły do Polski już na początku neolitu (4000 lat p.n.e.). Ówczesni mieszkańcy tego terenu zajmowali się głównie myślistwem i rybołówstwem, co nie wpływało jednak w sposób ujemny na stan lasów. Na okres atlantycki, odznaczający się przede wszystkim panowaniem drzew ciepłolubnych, przypada najbujniejszy rozwój lasów, które pokrywały w tym czasie największą powierzchnię także opisywanego obszaru.

W okresie subborealnym (3000-1000 lat p.n.e.), mającym cechy okresu przejściowego, rozpoczęło się oziębienie klimatu oraz zwiększanie stopnia jego wilgotności. Po okresie optimum klimatycznego wraz ze zmianą klimatu nasilił się proces ługowania gleb. Ubożenie siedlisk spowodowało stopniowe zmniejszanie występowania lipy i jesionu w zbiorowiskach leśnych. Wyraźny spadek udziału wiązu w tych zbiorowiskach nastąpił już ok. 5000 lat p.n.e. Zmiany w składzie mieszanego lasu liściastego spowodowane były w dużej mierze gospodarczą działalnością człowieka, który w pierwszej kolejności niszczył lasy rosnące na lepszych glebach. Już w okresie neolitu obserwuje się tam dosyć intensywną ingerencję człowieka w środowisko naturalne spowodowaną zarówno rozwijającą się hodowlą jak i uprawą roli (Miotk 1986). Na siedliska opuszczone przez mieszany las liściasty wkroczyły nowe gatunki, głównie grab (*Carpinus*), buk (*Fagus*) i lokalnie świerk (*Picea*). Postępujące zakwaszenie gleb tworzyło dobre warunki dla występowania dębu, który razem z sosną zajmował tereny piaszczyste tworząc zbiorowiska zbliżone do współczesnego acidofilnego kontynentalnego boru mieszanego (*Quercus robur-Pinetum*). Bogatsze gleby zajęte zostały zapewne przez zbiorowiska podobne do dzisiejszego subatlantyckiego nizinowego lasu dębowo-grabowego (*Stellario-Carpinetum*), w których pojedynczo mógł występować buk. Na brzegach jezior i w miejscach bardziej wilgotnych dominowały zbiorowiska z olszą. Mieszane dąbrowy przekształciły się w lasy dębowo-grabowe, a pod koniec tego okresu na badanym obszarze rozprzestrzenił się buk.

Okres subatlantycki (od 1000 lat p.n.e. do czasów obecnych) odznacza się dalszym wzrostem wilgotności, zapoczątkowanym już przy końcu okresu subborealnego oraz stopniowym oziębieniem klimatu. Przemiany klimatu zahamowały dalsze rozprzestrzenianie się niektórych gatunków drzew, a nawet spowodowały w końcowej fazie zmniejszanie się ich zasięgu, jak to miało miejsce np. w przypadku cisa (*Taxus*). Buk uformował wówczas czyste lasy bukowe lub był domieszką w grądach, w których nadal wzrastał udział grabu. W ostatnim okresie holocenu nastąpił stopniowy zanik występowania olszy i leszczyny. Było to z pewnością spowodowane spadkiem wilgotności klimatu i związanym z tym obniżeniem poziomu wód w jeziorach. W pierwszej fazie okresu subatlantyckiego uformowały się zbiorowiska leśne zbliżone składem do teraźniejszych, zachowanych w stanie zbl-

żonym do naturalnego rezerwatów Nadleśnictwa Przymuszewo. Lasy są tu zniekształcone tylko w niewielkim stopniu gospodarką ludzką.

4.1.8 Gospodarka i ochrona przyrody

Największy udział powierzchniowy (ok. 47%) w strukturze użytkowania terenu badań mają lasy i wokół nich skoncentrowana jest głównie gospodarka regionu Borów Tucholskich. Wiodącą rolę w administrowaniu tymi obszarami mają Regionalne Dyrekcje Lasów Państwowych (RDLP), z których trzy sprawują rolę gospodarzy na badanym terenie. Należą do nich RDLP mające siedziby w następujących miastach: Toruń, Gdańsk, Szczecinek. Na swoim terenie spełniają funkcje zarządzające i administrujące Nadleśnictwami: Czersk, Dąbrowa, Osie, Przymuszewo, Rytel, Tuchola, Woźniewoda i Zamrzenica oraz Gniewkowo (RDLP Toruń). Do zarządu RDLP Gdańsk należą Nadleśnictwa: Kaliska, Kościerzyna, Lipusz, Lubichowo i Starogard. Nadleśnictwa, które przynależą do RDLP w Szczecinku to: Bytów, Człuchów i Osusznica. Wyżej wymienione jednostki administracji leśnej zawierają się całkowicie lub częściowo w obszarze badań. Osobną strukturą jest Park Narodowy Bory Tucholskie (Ryc. 15).

W analizowanym obszarze badań (w Borach Tucholskich) zlokalizowane są łącznie 31 rezerwaty przyrody, spośród których dominują rezerwaty leśne. Powierzchnia rezerwatów oscyluje wokół wartości od 4,1 ha do 1682,5 ha. Do najrozleglejsze z rezerwatów należą: Źródła Rzeki Stażki, Bagna nad Stażką i Dolina Rzeki Brdy (Tab. 6).

Na badanym terenie oprócz rezerwatów występują obszary chronione w postaci czterech Parków krajobrazowych oraz jednego Parku Narodowego (Tab. 7).

Do innych obiektów chronionych występujących w terenie badań należą Obszary Chronionego Krajobrazu (Tab. 8). Zajmują one w sumie powierzchnię 74 336 ha, a największym z nich jest Śliwicki Obszar Chronionego Krajobrazu (OChK).

Nadrzędną formą ochrony, spinającą jakby klamrą wymienione wcześniej OChK i obszary chronione oraz rezerwaty jest projektowany Rezerwat Biosfery „Bory Tucholskie”. Jego strefę rdzenną mają stanowić powierzchnie rezerwatowe i Park Narodowy. Parki krajobrazowe i obszary chronionego krajobrazu stanowić będą strefę buforową przyszłego Rezerwatu. Peryferia terenu badań Borów Tucholskich zaliczone będą do strefy tranzytowej (Przystalski i in. 2006).

Tab. 6. Rezerwy przyrody w Borach Tucholskich.

Rezerwat	Powierzchnia [ha]
Dolina Rzeki Brdy	1681,50
Bagna nad Stażką	478,45
Źródła Rzeki Stażki	250,02
Jezioro Udzierz	229,88
Zdrojno	167,57
Jezioro Piaseczno	159,78
Brzęki im. Zygmunta Czubińskiego	102,21
Miedzno	86,01
Cisy Staropolskie im. Leona Wyczółkowskiego	85,73
Jezioro Laska	70,40
Mętne	53,28
Bór Chrobotkowy	41,50
Bagno Stawek	40,80
Jezioro Ciche	37,96
Jezioro Małe Łowne	37,83
Osiny	21,91
Piecki	19,42
Cisy nad Czerską Strugą	17,19
Kręgi Kamienne	16,91
Jezioro Zdręczno	15,74
Krwawe Doły	13,02
Dury	12,59
Jeziorka Kozie	12,30
Nawionek	10,67
Krzywe Koło w Pętli Wdy	9,79
Ustronie	9,64
Kuźnica	7,27
Bagno Grzybna	6,26
Czapli Wierch	5,26
Jelenia Góra	4,39
Martwe	4,07

Tab. 7 Obszary chronione na terenie Borów Tucholskich

Park	Powierzchnia [ha]
Tucholski Park Krajobrazowy	36 983
Zaborski Park Krajobrazowy	34 026
Wdecki Park Krajobrazowy	23 786
Wdzydzki Park Krajobrazowy	17 832
Park Narodowy „Bory Tucholskie”	4 798

Tab. 8. Obszary Chronionego Krajobrazu w Borach Tucholskich.

Obszar Chronionego Krajobrazu	Powierzchnia [ha]
Śliwicki	26 392
Borów Tucholskich	15 187
Chojnicko-Tucholski	14 946
Wschodni Borów Tucholskich	10 070
Północny, część zachodnia	3 958
Północny, część wschodnia	3 783

4.1.9 Badane obszary chronione i jednostki gospodarcze Lasów Państwowych

Rozdział ten zawiera opisy jednego Parku Narodowego i czterech Nadleśnictw, leżących w zasięgu administracyjnym Regionalnej Dyrekcji Lasów Państwowych w Toruniu.

4.1.9.1 Park Narodowy „Bory Tucholskie”

Park Narodowy „Bory Tucholskie” (PN BT), położony w całości na terenie gminy Chojnice, obejmuje obszar 4 789 ha, z czego 3 798 ha to obszary leśne (Rocznik Statystyczny 1999). Otulinę dla tego szczególnie chronionego krajobrazu, o powierzchni 10 286 ha stanowi fragment obszaru Zaborskiego Parku Krajobrazowego. Jego rozciągłość południkowa wynosi 11' 10" a równoleżnikowa 5' 15 ".

Starania o utworzenie obszarów chronionych na północ od Chojnic były podejmowane na początku lat osiemdziesiątych. Początkowo wokół (w dolinie) tzw. Strugi Siedmiu Jezior (obszar dzisiejszego PN BT) planowano utworzyć rezerwat widokowo-krajobrazowy, następnie park krajobrazowy; by 1-go lipca 1996 roku (Dz. U. Nr 64.1996) utworzyć jeden z najmniejszych parków narodowych w Polsce (po Ojcowskim, Pienińskim i Babiogórskim). Ponad 79% powierzchni parku zajmują lasy, 11% zajmują wody a 10% stanowią inne ekosystemy: łąki, bagna i torfowiska. Istniejące łąki i pastwiska powstały w wyniku odlesiania oraz wypasania zwierząt gospodarczych.

Początki badań naukowych na tym obszarze datuje się na drugą połowę XIX wieku. Atrakcyjność tego obszaru leśnego, zarówno pod względem walorów przyrody ożywionej i sfery abiotycznej oraz bogactwa zasobów kultury materialnej opisywało wielu badaczy. Przegląd historyczny prowadzonych badań naukowych oraz stan naukowego poznania tego obszaru spotkać można w pracy Tobolskiego i Kochanowskiego (2002).

Obszar parku wyróżnia się bogatą siecią hydrologiczną (21 jezior) oraz małym udziałem krajobrazu kulturowego. W parku spotykane są prawie wszystkie genetyczne i limnologiczne typy jezior. Ciąg najbardziej interesujących jezior - Struga Siedmiu Jezior - jez. Ostrowite, Zielone, Jeleń, Bełczak, Główka, Płesno, Mielnica i Skrzynka, powstała w wyniku działalności wód fluwioglacjalnych, jest unikalnym w skali całego pojezierza zjawiskiem hydrologicznym. Inne cztery jeziora (Gacno Wielkie i Małe, Głuche i Nierybno) zlokalizowane na terenie PN BT należą do jezior lobeliowych.

Opisywany obszar chroniony jest największym w Borach Tucholskich skupiskiem wydm śródlądowych przekształconych przez procesy eoliczne, które w przeszłości zagospodarowane były jako pasy przeciwpożarowe. Wysokości wydm nie przekraczają 10 metrów, a nachylenie wynosi około 22-25%. Różnica wysokości względnych na terenie parku nie przekracza 25 metrów.

Pod względem gatunkowym w drzewostanach parku dominuje sosna z udziałem 97,6% wszystkich drzewostanów, brzoza - 1,1%, świerk - 0,6%, olsza - 0,4%. Pozostałe gatunki to dąb, topola i modrzew, które łącznie stanowią 0,3% powierzchni wszystkich drzewostanów.

Trzon flory parku narodowego złożony jest z szeroko rozpowszechnionych gatunków występujących w całej Polsce. Możemy wyróżnić gatunki środkowoeuropejskie, eurosyberyjskie i cirkumborealne. Bogata flora i fauna parku doczekała się wielu opracowań, jednak publikacje te są rozproszone w różnych pozycjach.

Wszystkie wymienione walory przyrodnicze i poza-przyrodnicze parku decydują o jego atrakcyjności turystycznej. Na terenie PN BT przebiegają cztery szlaki rowerowe i dwa szlaki piesze o różnym stopniu trudności. W miejscowościach zlokalizowanych w najbliższym sąsiedztwie PN BT - Małe Swornegacie, Funka - Bachorze, Charzykowy czy Męcikał, rozbudowana jest baza noclegowa i infrastruktura turystyczna. Prawie 95% bazy noclegowej gminy Chojnice koncentruje się w miejscowościach położonych w strefie przylegającej do PN BT wywierając bezpośrednią i pośrednią presję na to środowisko przyrodnicze (Dysarz 1998).

Park ma szczególnie duże walory kwalifikujące go do rangi obiektu o istotnych wartościach dydaktycznych, gdzie na stosunkowo niewielkiej przestrzeni prześledzić można różne biocenozy i ich uwarunkowania. Na jego obszarze zaprojektowano 6 tras wycieczek przyrodniczych o charakterze edukacyjnym oraz 3 ścieżki przyrodnicze (Boiński 1998).

Według przygotowanego do złożenia w siedzibie UNESCO w Paryżu formularza nominacyjnego obszar PNBT będzie stanowił strefę rdzenną (najwartościowsza przyrodniczo część, tzw. *core zone*) projektowanego Rezerwatu Biosfery „Bory Tucholskie” powołanego w ramach programu UNESCO MaB – *Man and Biosphere* (Przystalski i in. 2006).

4.1.9.2 Nadleśnictwo Czersk

Nadleśnictwo Czersk w obecnych granicach utworzone zostało na podstawie Zarządzenia Nr 64 Ministra Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i leśnictwa z dnia 31.12.1992 r. W skład nowo utworzonego Nadleśnictwa weszły dwa z trzech należących do niego wcześniej Obrębów: Czersk i Giełdoń. Z trzeciego Obrębu (Twarożnica) oraz z Obrębu Woziwoda należącego wcześniej do Nadleśnictwa Tuchola, utworzono w tym samym czasie Nadleśnictwo Woziwoda.

Lasy Nadleśnictwa Czersk stanowią integralną część Borów Tucholskich. Powierzchnia Nadleśnictwa podzielona jest na dwa Obręby: położony we wschodniej części, bardziej rozproszony Czersk, oraz stanowiący zwarty kompleks, położony na zachodzie Giełdoń. Lasy Obrębu Giełdoń łączą się na południowym zachodzie - poprzez Brdę - z lasami Nadleśnictwa Rytel, a na północnym

zachodzie z lasami Nadleśnictwa Przymuszewo. Lasy Obrębu Czersk graniczą od południa z lasami Nadleśnictwa Rytel i Nadleśnictwa Woziwoda. Pozostałe granice to granice polno-leśne.

Nadleśnictwo Czersk położone jest na terenie województwa pomorskiego w gminach: Brusy, Czersk, miasto Brusy, miasto Czersk, oraz w województwie zachodniopomorskim w gminie Rewal (ośrodek wypoczynkowy w Pogorzeliczy). Siedziba Nadleśnictwa mieści się w Obrębie Czersk w oddziale 149t.

Struktura siedliskowa lasów wchodzących w skład Nadleśnictwa ma charakter w przeważającej części borowy. Siedliskami, które zajmują największe powierzchnie są bór świeży (67,0%) i bór mieszany świeży (19,9%). Pozostałe typy siedlisk leśnych najliczniej reprezentuje las mieszany świeży – 4,5 %. Stanowią one łącznie 91,4% powierzchni leśnej Nadleśnictwa Czersk.

Najstarszą częścią Nadleśnictwa Czersk, należącą do lasów państwowych jest kompleks południowy, w którym pierwsze urządzenie lasu wraz z założeniem sieci podziału powierzchniowego przeprowadzono prawdopodobnie w połowie ubiegłego stulecia. W tym czasie kompleks północny stanowił przypuszczalnie własność prywatną. Po przeprowadzonych w roku 1898 pracach urzędowych, które objęły oba kompleksy powierzchnia ogólna Nadleśnictwa wynosiła 5 389,05 ha. Po objęciu jurysdykcją polską omawianych obszarów w 1920 r. gospodarkę leśną w ówczesnych Nadleśnictwach Czersk i Giełdoń prowadzono na podstawie ustawodawstwa pruskiego. W 1926 nastąpił wzrost powierzchni Nadleśnictwa do 5919,55 ha po dokupieniu dalszych około 530 ha. 16 stycznia 1925 r. utworzono 10 Dyrekcji Lasów Państwowych (m.in. w Bydgoszczy - zlikwidowaną 8 lipca 1932 r.). Lasy ówczesnych Nadleśnictw Czersk i Giełdoń znalazły się w Dyrekcji Lasów Państwowych w Bydgoszczy a po 8 lipca 1932 r. w Dyrekcji Lasów Państwowych w Toruniu. Stan taki utrzymał się do wybuchu II wojny światowej.

Nadleśnictwo Giełdoń jako jednostka administracyjna powstało w 1892 r. z Nadleśnictwa Czersk z części lasów Nadleśnictwa Rytel (1-ctwa: Pęcno, Ostrowy, Rytel) oraz lasów wykupionych przez Skarb Państwa. Według danych z głównej rewizji z 1910 r. powierzchnia Nadleśnictwa wynosiła 8523,40 ha. Na skutek wykupywania i przekazywania arealów leśnych w latach 1920 – 1926 nastąpiło pomniejszenie powierzchni stanu posiadania ówczesnego Nadleśnictwa Giełdoń o około 25%. W roku 1927 jego powierzchnia wynosiła już tylko 6 446,87 ha, z czego ok. 5,5 tys. ha stanowiła powierzchnia leśna. W skład ówczesnego Nadleśnictwa wchodziło 6 leśnictw: Spierwia, Giełdoń, Okręglik, Olszyny, Ostrowy i Pęcno.

W latach 1927-1945 w stanie posiadania Nadleśnictwa Giełdoń nie zaszły żadne zmiany. W okresie powojennym w wyniku reformy rolnej (Dekret PKWN z dnia 12.12.1944 r.) powierzchnia Nadleśnictwa Giełdoń zwiększyła się o około 1050 ha, a Nadleśnictwa Czersk o 485,25 ha.

Obecnie t/j od roku 1992 powierzchnia Nadleśnictwa wynosi 14 523,72 ha, w tym Obręb Czersk o powierzchni 6 554,88 ha i Giełdoń, o powierzchni 7 968,84 ha. Obręby podzielone zostały na 12 le-

śnictw: Obręb Czernik na 5 leśnictw oraz leśnictwo ze szkółką (341 ha) i Obręb Giełdoń na 6 leśnictw. Około 4% wszystkich lasów zakwalifikowano jako wodo- lub glebochronne. Na przestrzeni lat nie odnotowano większych klęsk spowodowanych przez czynniki abiotyczne, poza pożarem, który w 1863 r. zniszczył drzewostany na powierzchni 2 350ha (Obręb Giełdoń). Lasy obu Obrębów w przeszłości nękane były gradacjami owadów. W latach 20-tych i 30 – stych ubiegłego stulecia w lasach Obrębów pojawiała się masowo strzygonia choinówka. Jej gradacje zwalczano także w okresie po II wojnie tj. w latach 50-tych i 60-tych oraz 80-tych. W okresie 1978 – 1988 r. do zwalczania pojawów brudnicy mniszki użyto środków chemicznych (Plan Urządzenia...,1998 – 1999).

4.1.9.3 Nadleśnictwo Przymuszewo

Nadleśnictwo Przymuszewo w obecnych granicach powstało z dniem pierwszym stycznia 1973 roku (Zarządzenie Dyrektora OZLP w Toruniu nr 67/72...). Powierzchnia Nadleśnictwa wynosi 18 560,87 ha i podzielona jest na dwa Obręby: Laska - o powierzchni 9 424,51 ha i Przymuszewo - o powierzchni 9136,36 ha. Siedziba Nadleśnictwa mieści się we wsi Przymuszewo, w oddziale 14t w Obrębie Przymuszewo.

Struktura siedliskowa lasów wchodzących w skład Nadleśnictwa jest niezbyt zróżnicowana, prawie 94% to siedliska borowe, z czego największy udział ma bór świeży (57,6%) i bór mieszany świeży (27,8%). Pozostałe typy siedlisk leśnych najliczniej reprezentuje las mieszany świeży - 6,33%.

Nadleśnictwo Przymuszewo w pierwotnych granicach powstało w 1890 roku w wyniku odkupienia przez rząd pruski dużego majątku ziemskiego Zwangshof (5 042,88 ha) od hrabiego Königsmarka (Plan Urządzania Gospodarstwa Wiejskiego...1999). Połowę odkupionego terenu stanowiły odłogi i halizny. Pruskie Nadleśnictwo Laska powstało wcześniej. W połowie lat dziewięćdziesiątych XIX wieku obie jednostki gospodarcze liczyły około 10 000 ha powierzchni. W latach 1894-1920 pruska administracja leśna wykupiła jeszcze 1788 ha, głównie terenów rolniczych należących do największych na Pomorzu majątków ziemskich. Dalsze powiększanie obszarów leśnych nastąpiło głównie po 1920 roku, tj. po włączeniu tych ziem do II Rzeczypospolitej oraz po 1945 r. w wyniku przeprowadzonej wówczas reformy rolnej. Parcelacji uległo wówczas kilka majątków położonych nad jeziorem Kruszyńskim oraz w dolinie Zbrzycy, w pobliżu wsi Kruszyn, Kaszuba i Rolbik.

W 1920 roku po przejęciu lasów przez II Rzeczypospolitą nastąpił na tym obszarze nowy podział powierzchniowy Nadleśnictw. Utworzone wtedy Nadleśnictwo Osusznica poprzez włączenie do niego części Nadleśnictw Przymuszewo i Laska oraz kilku kompleksów leśnych z sąsiadujących

innych Nadleśnictw. Taki stan przetrwał tylko 9 lat i w 1929 roku ówczesny minister rolnictwa wyodrębnił nowy podział administracyjny -oddzielne Nadleśnictwo Laska i Przymuszewo.

W czasie II-giej wojny światowej podział administracyjny wspomnianych Nadleśnictw nie uległ zmianie, a lasy z zawieruchy wojennej wyszły w dobrej kondycji, gdyż okupant gospodarował zgodnie z planem urzędziowym.

W roku 1945, po odzyskaniu niepodległości, reaktywowano Nadleśnictwa Laska i Przymuszewo, bez zmiany zasięgu działania, ale z rozszerzoną powierzchnią o sprywatyzowane lasy majątków Antoniewo i Chełmy Wielkie przyłączone do Nadleśnictwa Laska (przyrost powierzchni o 1500 ha) oraz Lubnia, Wiele i Dąbrowa Leśna przyłączone do Nadleśnictwa Przymuszewo (przyrost powierzchni o 1900 ha). Powierzchnia Nadleśnictwa Przymuszewo w roku 1945 wyniosła 8 318,93 ha a Nadleśnictwa Laska 8 543,16 ha.

W obecnych granicach Nadleśnictwo Przymuszewo funkcjonuje od 1-go stycznia 1973 roku i powstało poprzez połączenie dwóch ówczesnych Nadleśnictw: Przymuszewo i Laska. W skład Obrębu Przymuszewo wchodzi 8 leśnictw: Bukówki, Dąbrowa, Laska, Leśno, Lubnia, Parzyn, Popówka, Przymuszewo, zaś do Obrębu Laska należy - 8 leśnictw: Antoniewo, Borne, Chociński Młyn, Czernica, Kokoszka, Młynek, Warszyn i Zbrzyca. Ponad 82% powierzchni Nadleśnictwa wchodzi w skład Zaborskiego Parku Krajobrazowego, a niecałe 13% należy do Północnego Obszaru Chronionego Krajobrazu. Ponad 35% wszystkich lasów zakwalifikowano jako wodo- lub glebochronne.

4.1.9.4 Nadleśnictwo Rytel

Nadleśnictwo Rytel w obecnych granicach powstało z dniem 1 lipca 1996 roku (Elaborat...1999). Przyczyną zmian granic całego Nadleśnictwa było wydzielenia fragmentu obszaru pod nowo utworzony Park Narodowy „Bory Tucholskie”. Obecnie Nadleśnictwo jest dwuObrębowe - Obręby Klosnowo i Rytel i zajmuje łączną powierzchnię 17 549,94 ha.

Struktura siedliskowa lasów wchodzących w skład Nadleśnictwa jest dosyć zróżnicowana. Wyróżniono tu 10 typów siedliskowych, z czego największy udział ma bór mieszany świeży (40,7%), bór świeży (36,8%), las mieszany świeży (18,7%) oraz las świeży (2,1%). Pozostałe typy siedlisk leśnych nie zajmują więcej niż 1% powierzchni. W przeszłości przeważająca część lasów obecnego Nadleśnictwa stanowiła lasy królewskie, którymi zarządzali starostowie (Borzyszkowski 1984; Biskup 1954)

Pierwotnie opisywany obszar (PNBT i dzisiejsze Nadleśnictwo Rytel) wchodził w skład Nadleśnictwa Klosnowo, które utworzono w 1910 roku z części lasów Nadleśnictwa Chotzen Mülle (Chociński Młyn) oraz wykupionych majątków prywatnych. Łączna powierzchnia pierwszego Nad-

leśnictwa wynosiła 9167,59 ha i w całości tworzyła jednoObrębowe gospodarstwo Klosnowo o 120-letnim okresie rębności.

W roku 1926 powierzchnia Nadleśnictwa zwiększyła się o 605 ha pozyskanych z leśnictwa Krojanty. Dokumentował to wykonany w tym roku operat urządzeniowo-leśny.

W 1931 roku lasy zostały zaatakowane przez sówkę choinówkę. Gradacja tego szkodnika została szybko opanowana za pomocą lotniczych metod chemicznych. Podobna gradacja szkodnika wystąpiła 31 lat później, w 1961 roku.

Okres II-giej wojny światowej nie przyniósł zniszczeń ani szkód w lasach Nadleśnictwa.

W roku 1952 powierzchnia Nadleśnictwa wzrosła do 11 233,96 ha na skutek upaństwowienia lasów pomajątkowych Jarcewo, Czartołomie i Zbeniny oraz chłopskich wsi Turowiec i Swornegacie.

Nadleśnictwo Klosnowo, jako samodzielna jednostka administracyjna, istniało do 31 grudnia 1972 roku. W roku 1973 utworzono dwuObrębowe (Klosnowo i Rytel) Nadleśnictwo Rytel, które w podobnych granicach istniało do roku 1996.

Na terenach obecnego Obrębu Rytel 1 lipca 1869 roku utworzono samodzielne pruskie Nadleśnictwo z powierzchnią łączną 7 455,89 ha. W skład tego Nadleśnictwa weszło 7 leśnictw: Rittel, Muhlet, Kossawaniwa, Luttom, Rytel, Plecno i Ostrowy, które wyodrębnione zostały z Nadleśnictwa Woziwoda utworzonego w 1833 roku.

Dzisiejsze Nadleśnictwo Rytel składa się z 16 leśnictw - 9 w Obrębie Rytel i 7 w Obrębie Klosnowo, szkółki gospodarczej, wyluszcarni nasion oraz stacji oceny nasion. Lasy niepaństwowe, których powierzchnia wynosi 990 ha (5% powierzchni Nadleśnictwa), stanowią jeden wspólny obwód. Główny obszar leśny Nadleśnictwa tworzy jeden zwarty kompleks leśny. Ponad 20% powierzchni leśnej Nadleśnictwa zaklasyfikowano jako lasy glebochronne i wodochronne. Na terenie Nadleśnictwa zinwentaryzowano 26 pomników przyrody oraz 194 ha użytków ekologicznych.

4.1.9.5 Nadleśnictwo Woziwoda

Nadleśnictwo Woziwoda z obydwoma Obrębami Twarożnica i Woziwoda w granicach zbliżonych do obecnych powstało z dniem 1 stycznia 1993 roku na podstawie zarządzenia nr 64 Ministra Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa z dnia 31 grudnia 1992 roku w sprawie utworzenia nowych oraz zmian Nadleśnictw Lasów Państwowych.

Do początków XIV wieku lasy tego obszaru były domeną książąt pomorskich, później weszły w skład dóbr królewskich (tzw. królewzczyzny) w starostwie Tucholskim, a zarządzał nimi Tucholski Starosta Królewski. W wyniku I rozbioru Polski 1772 roku całe Pomorze Gdańskie zostało zagarnięte przez Królestwo Prus. Koniec XVIII wieku to początek zorganizowanego gospodarstwa leśnego.

go na tym terenie. Dziesięć lat od pierwszego rozbioru, tj. w 1782 roku, król pruski wydaje zarządzenie gabinetowe „O zagospodarowaniu Puszczy Tucholskiej” tworząc 8 rewirów administracyjnych po 6 tysięcy ha, podzielonych na 60 powierzchni cięć.

Lasy obecnego Nadleśnictwa Woziwoda powstały z Rewiru Woziwoda, Rewiru Wilcze Doły oraz z Rewiru Duże Śliwice.

Od roku 1826 – 1835 zastępuje się system rewirowy nowym podziałem na Nadleśnictwa. W 1833 roku utworzono Nadleśnictwo Lipowa i Woziwoda. W 1899 roku powstało Nadleśnictwo Twarożnica z części lasów Nadleśnictwa Czersk i Lipowa.

Po objęciu jurysdykcją polską obszaru Nadleśnictwa w 1920 roku gospodarkę leśną w ówczesnych Nadleśnictwach Lipowa, Twarożnica i Woziwoda prowadzono na podstawie ustawodawstwa pruskiego.

W 1922 roku lasy badanego Nadleśnictwa znalazły się pod nadzorem Departamentu Leśnictwa. Rozporządzeniem Rady Ministrów z dnia 10 stycznia 1925 roku utworzono 10 Dyrekcji Lasów Państwowych, m.in. w Bydgoszczy, a od 1932 roku ówczesne Nadleśnictwa Lipowa, Twarożnica i Woziwoda znalazły się w Dyrekcji Lasów Państwowych w Toruniu. Stan taki utrzymał się do wybuchu II wojny światowej. Po II wojnie światowej Nadleśnictwa Lipowa, Twarożnica i Woziwoda podporządkowane były Dyrekcji Lasów Państwowych w Gdańsku a od 1 stycznia 1951 roku, tak zwanemu „wielkiemu” rejonowi Lasów Państwowych w Toruniu.

Jako samodzielna jednostka administracyjna Nadleśnictwo Twarożnica istniało do 31 grudnia 1972 roku, kiedy to jako Obręb Twarożnica weszło w skład Nadleśnictwa Czersk. Obecny Obręb Twarożnica (Nadleśnictwa Woziwoda) to były Nadleśnictwo Lipowa (bez Leśnictwa Łobowa i Szary Kierz) oraz były Nadleśnictwo Tworożnica. Natomiast były Nadleśnictwo Woziwoda, z dniem 1 stycznia weszło w skład Nadleśnictwa Tuchola jako Obręb Woziwoda.

4.1.10 Powierzchnie badawcze w Borach Tucholskich

Wyznaczono pięć powierzchni badawczych. Jedna obejmuje całą jednostkę, to znaczy Park Narodowy Bory Tucholskie. Pozostałe 4 stanowią fragmenty analizowanych Nadleśnictw z RDLP Toruń.

4.1.10.1 Stanowisko badawcze Komorza

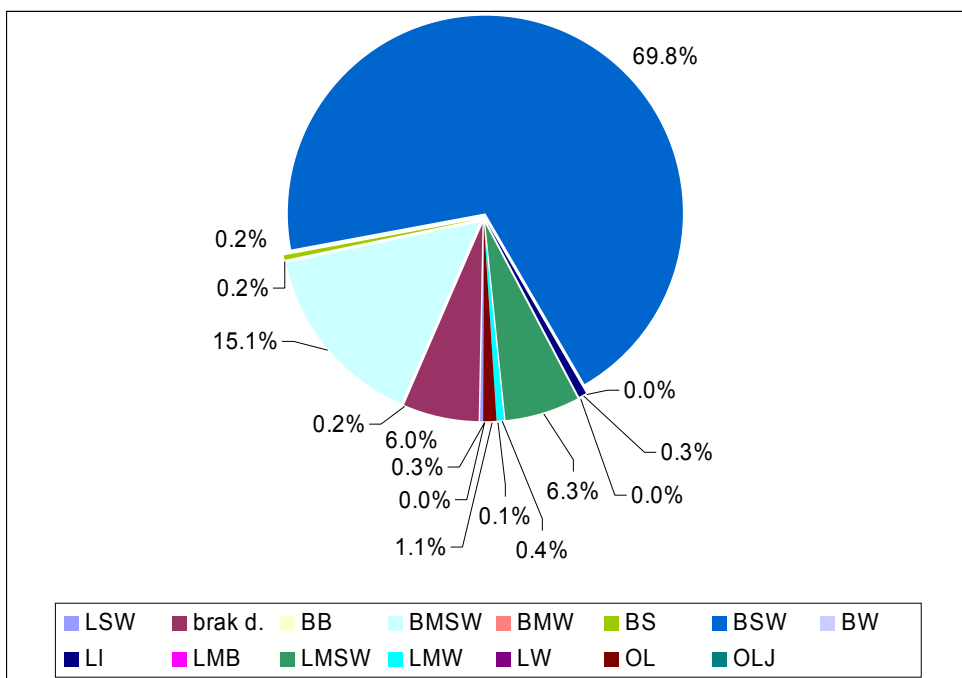
Stanowisko Komorza to kompleks lasów na granicy z polami uprawnymi i łąkami w leśnictwach Komorza, Woziwoda i Legbąd (Nadleśnictwo Woziwoda). Fragment lasu badany pod względem rozmieszczenia przestrzennego szkód spowodowanych działalnością wiatru leży w otulinie Tucholskiego Parku Krajobrazowego. Jest on położony na północny-wschód od miasta Tuchola po obu stronach drogi krajowej nr 237 prowadzącej z Tucholi do Czerska. Las graniczy z rozległym obszarem rolniczym, który do II wojny światowej należał do majątku Wielka Komorza rodziny Janta-Półczyńskich.

Analizowany obiekt to zwarty obszar leśny ciągnący się od granicy polno-leśnej na odległość około 12 km w głąb kompleksu leśnego. Jego zachodnia granica przebiega łukiem od wsi Raciąż w kierunku północno-zachodnim poprzez okolice wsi Wielka Komorza w okolice miasta Tuchola. Znaczną część tego pasa stanowią lasy wtórne na gruntach porolnych. Miejscami niemal równoległe do granicy polno-leśnej w kierunku z północno-zachodniego na południowy-wschód płynie Brda, która w przeszłości była rzeką graniczną pomiędzy kompleksem leśnym a obszarem rolniczym. Po II wojnie światowej zalesiono jednak teren na jej prawym brzegu. Spowodowało to, że granica przesunęła się kilkaset metrów na zachód.

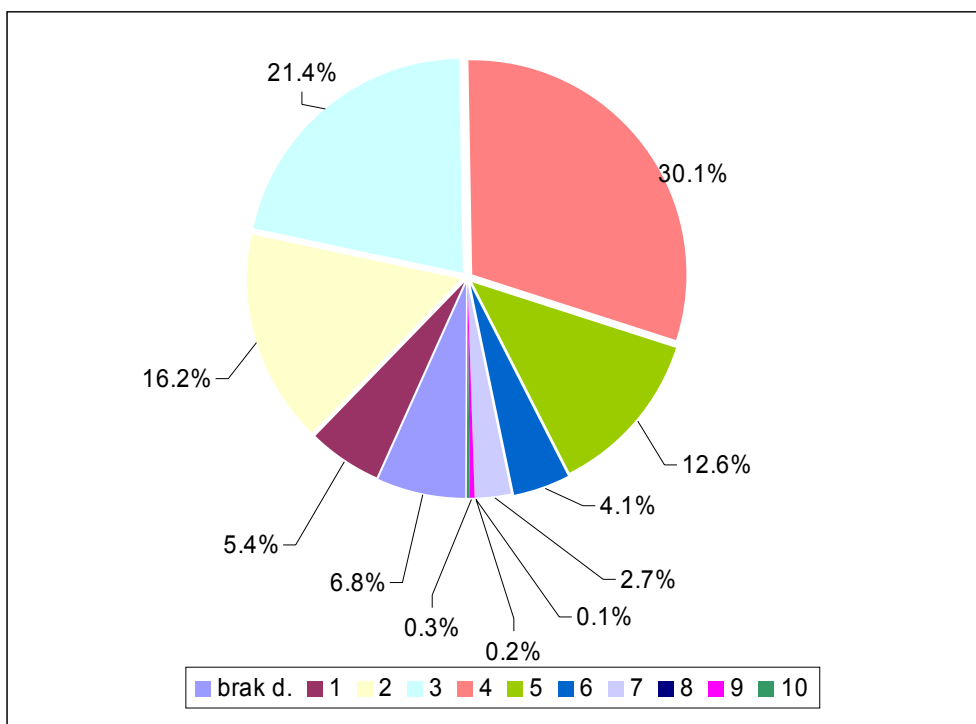
Na stanowisko składają się tereny następujących leśnictw: Legbąd, Woziwoda i Komorza i obejmuje obszar o powierzchni 5 252,88 ha.

Pod względem siedliskowym na opisywanym poligonie występuje 14 typów lasu, z których największy udział ma bór świeży (69,8%), i bór mieszany świeży (15,1%). Trzecią pozycję zajmuje las mieszany świeży – 6,3% (Ryc. 16). Pozostałe typy siedliskowe lasu zajmują niewielkie powierzchnie i zlokalizowane są głównie w dolinach rzecznych i wokół obiektów wodnych.

Drzewostany spotykane na tym stanowisku pogrupować można w 10 klas wiekowych. W roku 2000 największy odsetek stanowiły drzewa z 3 i 4 klasy wieku, co stanowiło odpowiednio 21,4% i 30,1% badanego terenu (Ryc. 17). Najmniejszy odsetek powierzchni terenu, to jest od 0,19% do 0,34%, zajmują drzewostany najstarsze należące do 9 i 10 klasy wiekowej i zlokalizowane są w centralnej części poligonu Komorza w oddziałach: 91g, 91h, 91k, 91l (w wieku 196 lat), 92f (w wieku 191 lat) na siedliskach boru świeżego.

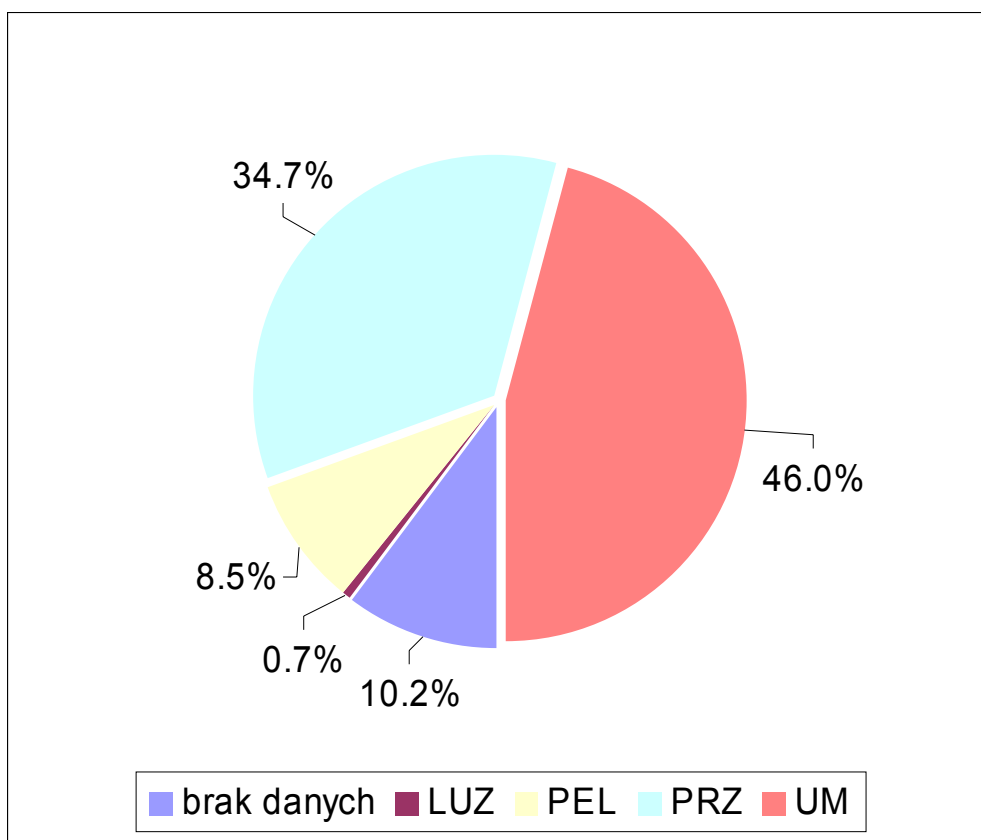


Ryc. 16. Udział typów siedliskowych lasów na powierzchni badawczej Komorza.



Ryc. 17. Udział klas wiekowych drzew na powierzchni badawczej Komorza.

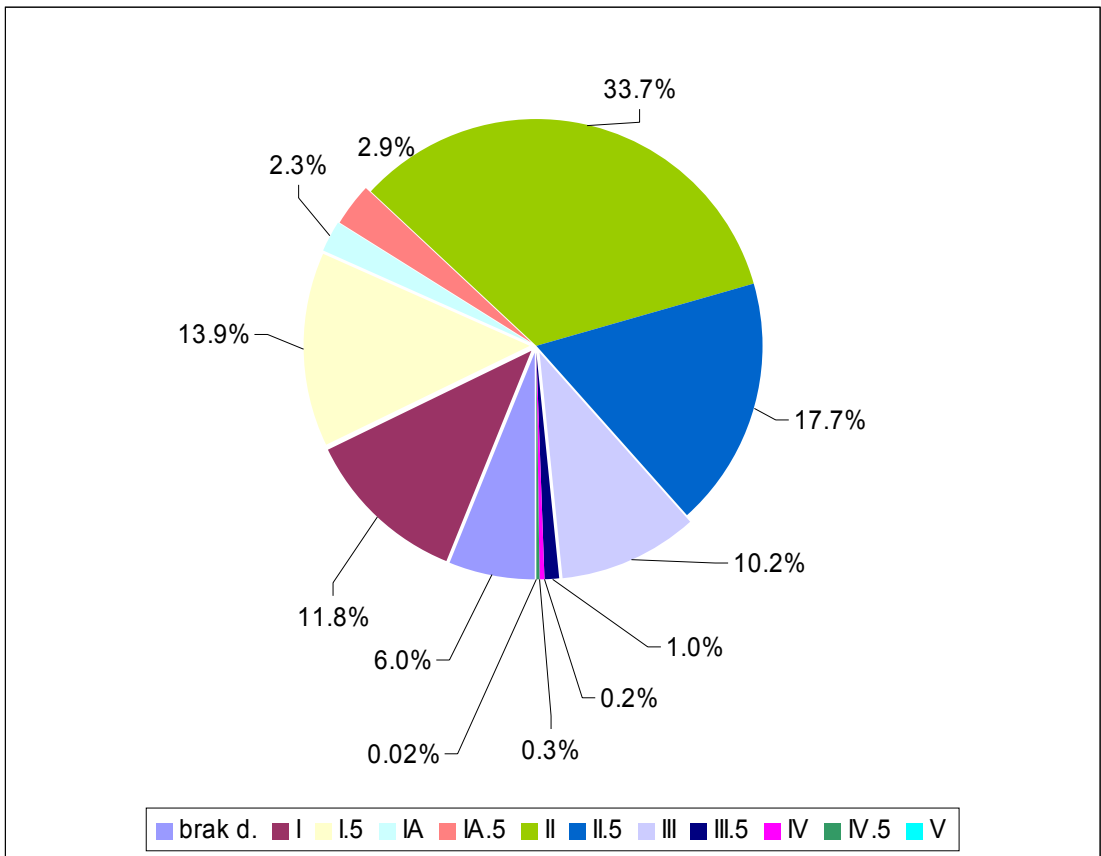
Drzewostany o umiarkowanym zwarciu stanowią tu 45,9%, dzieląc powierzchnię poligonu badawczego z drzewostanami o zwarciu przerzedzonym, zajmującymi ponad 34,7% całego areалу oraz pełnym, o udziale 8,35% (Ryc. 18).



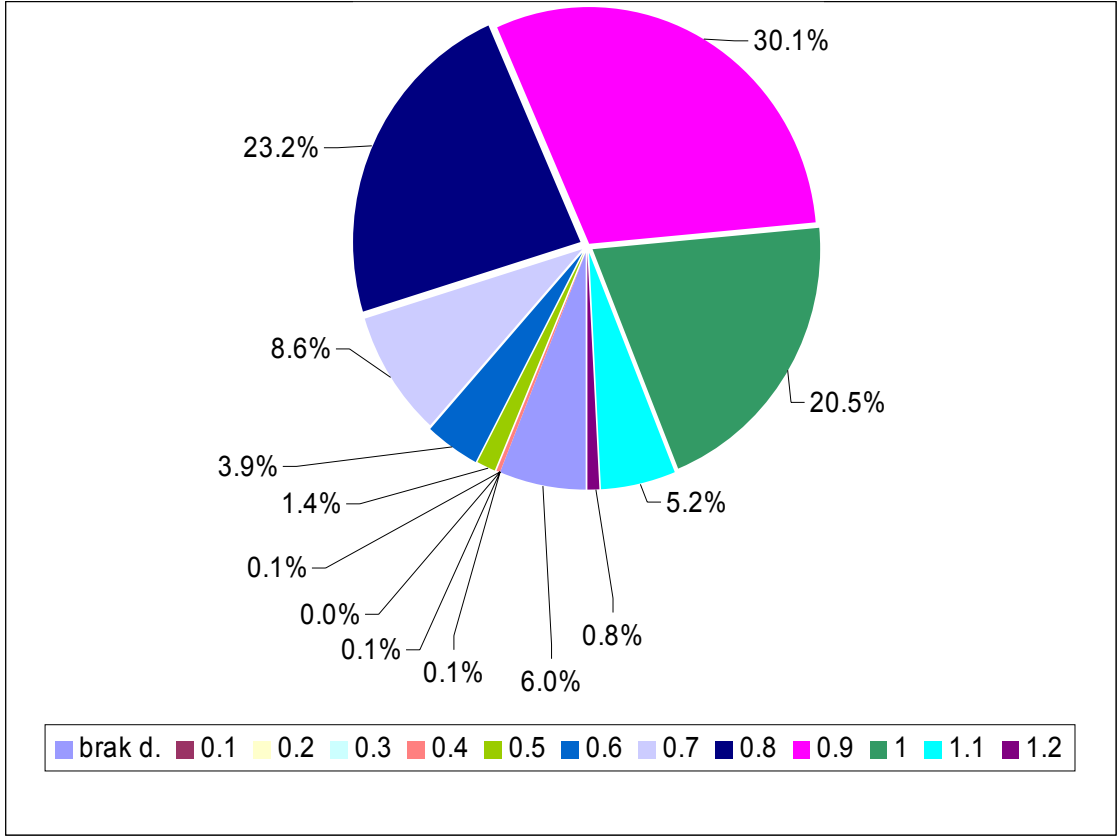
Ryc. 18. Udział typów zwarcia drzewostanów na powierzchni badawczej Komorza.

Wśród 11 klas bonitacji wyróżnionych w badanym terenie przeważają drzewostany w II bonitacji – 33,6%. Udziały klas I i I.5 stanowią łącznie niecałe 15%. Klasy II.5 i III bonitacji stanowią odpowiednio po 17,7% oraz 10,1%. Żadna pozostałych klas nie ma znaczącego udziału w powierzchni poligonu badawczego a ich łączny udział oszacowano na ok. 6,7% (Ryc. 19).

Pod względem intensywności zadrzewienia dominują drzewostany o współczynniku 0,9 – 30,1% (Ryc. 20). Podobnymi aczkolwiek mniejszymi udziałami charakteryzują się pododdziały o zadrzewieniu rzędu 0,8 – 23,2%. Znaczące udziały mają także drzewostany o zadrzewieniu równym 1,0 (20,5%) oraz 0,7 (8,6%) i 1,1 (5,2%). Pozostałe klasy zadrzewienia stanowiły 6,5% powierzchni badanego poligonu.



Ryc. 19. Udziały klas bonitacji drzewostanów na powierzchni badawczej Komorza.

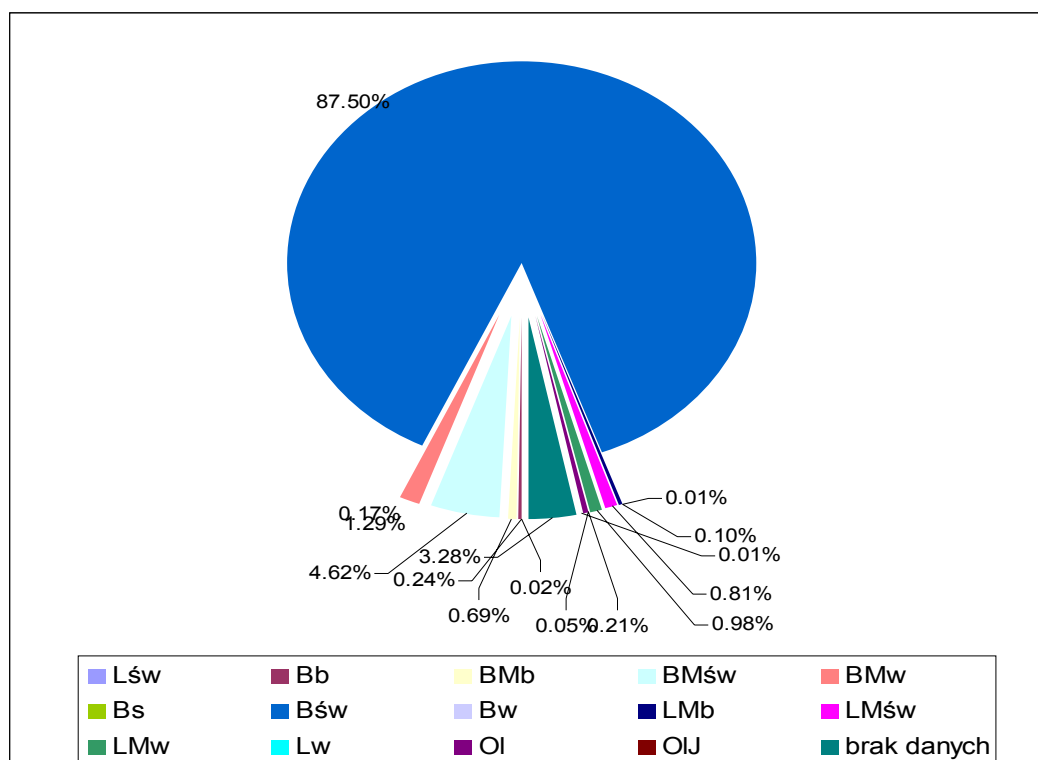


Ryc. 20. Udział klas stopni zadrzewienia na powierzchni badawczej Komorza.

4.1.10.2 Stanowisko badawcze Park Narodowy „Bory Tucholskie” (PN BT)

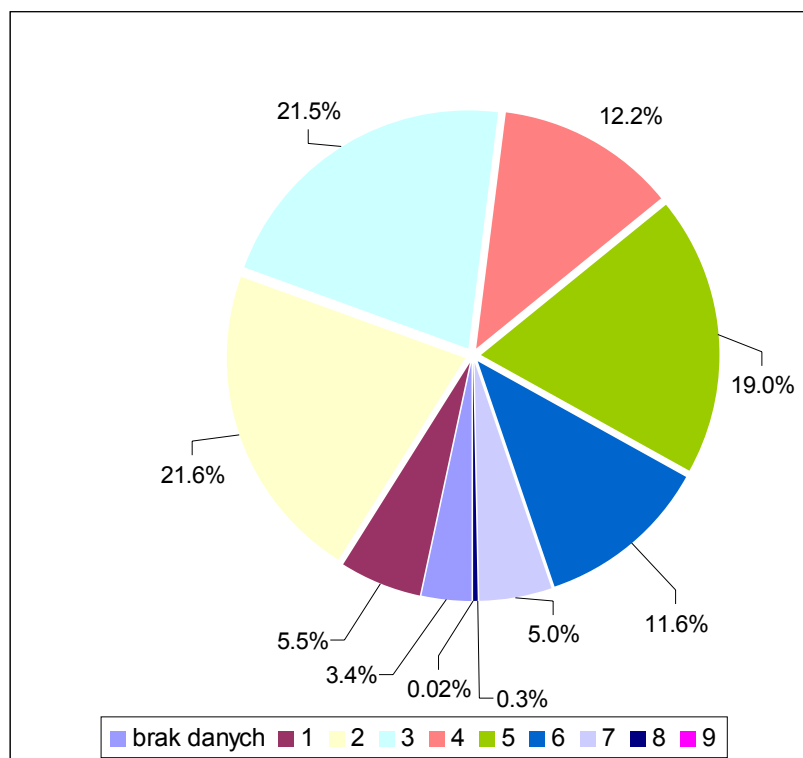
Poligon ten zlokalizowany jest w południowej części Zaborskiego Parku Krajobrazowego. Całość analizowanego obszaru wchodzi w skład Parku Narodowego „Bory Tucholskie”. W badanym obszarze spotkać możemy 13 jezior, z których największe to: Ostrowite, Płesno i Jeleń. Wybrany obszar leśny nadzorowany jest w całości przez Dyрекcję Parku.

Pod względem siedliskowym na opisywanym poligonie występuje 14 typów lasu (Ryc. 21), z których największy udział ma bór świeży (87,5%) i bór mieszany świeży (4,6%). Pozostałe siedliska leśne zajmują niewielkie powierzchnie i występują w pobliżu cieków i wokół zbiorników wodnych. W drzewostanach dominuje 6 gatunków, z których największy udział ma sosna - 97,7%. Pozostałe gatunki występują śladowo np. brzoza 1,27% a udział reszty gatunków nie przekracza łącznie 1%.



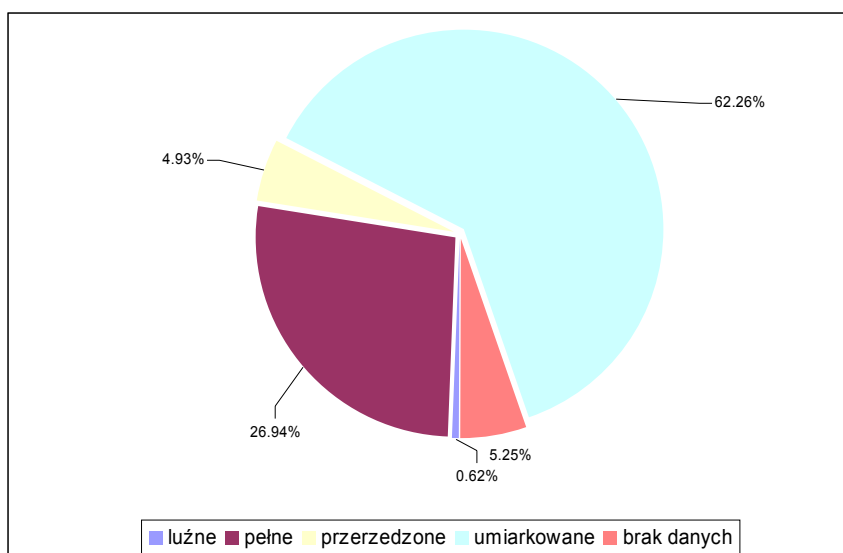
Ryc. 21. Udział typów siedliskowych lasów na powierzchni badawczej PNBT.

Drzewostany tej powierzchni badawczej należą do 9 klas wiekowych, przy czym najstarszą jest klasa 161-180 lat (Ryc. 22). Najstarszy, 173-letni drzewostan sosnowy, występuje w pododdziale 107c na siedlisku boru mieszanego świeżego (BMśw). W strukturze wiekowej dominują drzewostany w wieku 21-60 lat (klasa 2 i 3) – po 21,5% i w wieku 80-100 lat (5 klasa) – 19%. Zajmują one ponad 60% analizowanej powierzchni badawczej PN BT.



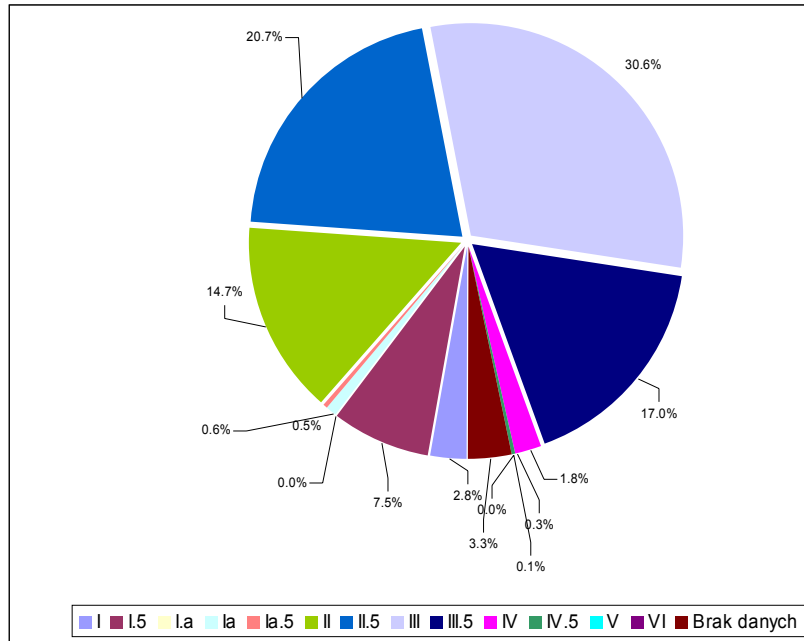
Ryc. 22. Udział powierzchniowy klas wiekowych drzew na powierzchni badawczej PNBT, 2000 r.

Drzewostany o umiarkowanym zwarciu stanowią tu 62%, dzieląc powierzchnie poligonu badawczego z drzewostanami o zwarciu pełnym, zajmującymi ponad ćwierć całego areálu (Ryc. 23).



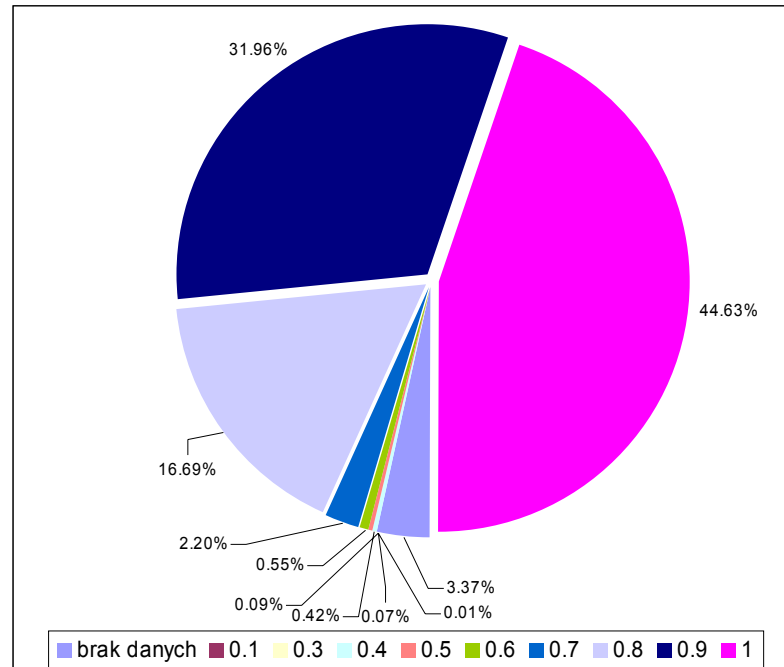
Ryc. 23. Udział powierzchniowy typów zwarcia drzewostanów na powierzchni badawczej PNBT.

Wśród 13 klas bonitacji wyróżnionych w badanym terenie przeważają drzewostany w III bonitacji – 30%. Udział klasy II.5 stanowi 20,7%. Klasy III.5 i II bonitacji stanowią odpowiednio 17,0% oraz 14,7%. Żadna z pozostałych klas nie ma znaczącego udziału w powierzchni poligonu badawczego (Ryc. 24).



Ryc. 24. Udział powierzchniowy klas bonitacji drzewostanów na powierzchni badawczej PNBT.

Dominują drzewostany o zadrzewieniu rzędu 1 – 44,6%. Podobnymi aczkolwiek mniejszymi udziałami charakteryzują się pododdziały o zadrzewieniu od 0,8 do 0,9, a ich udziały wahają się od 17% do 32% (Ryc. 25).



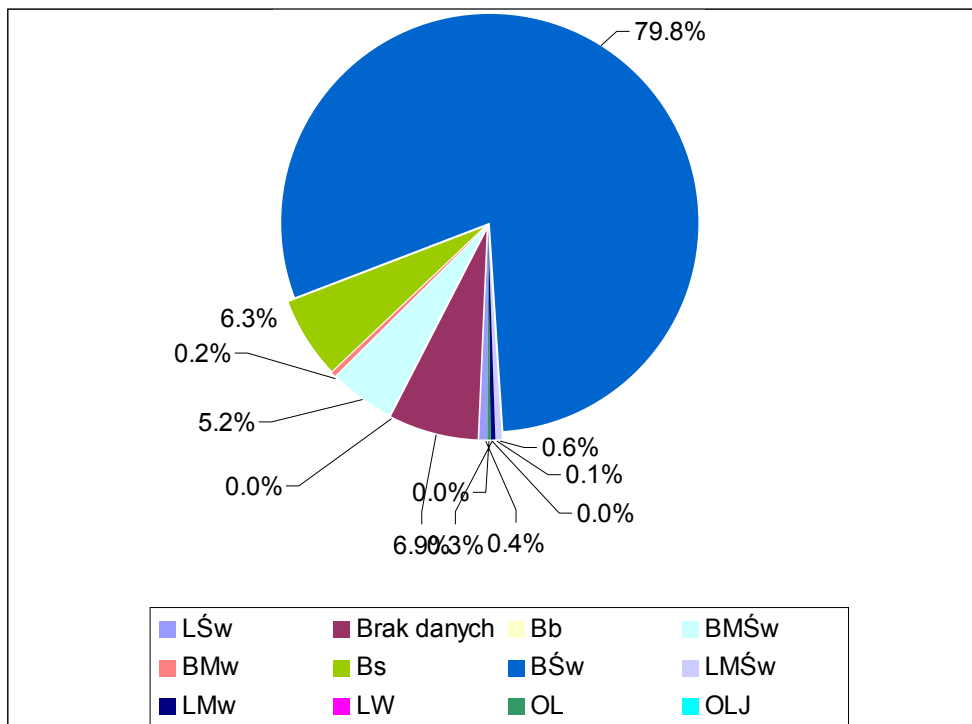
Ryc. 25. Udział powierzchniowy stopnia zadrzewienia na powierzchni badawczej PNBT.

4.1.10.3 Stanowisko badawcze Kruszyn

Stanowisko badawcze Kruszyn - obszar na północ od rzeki Zbrzycy w rejonie jeziora Kruszyńskiego, gdzie jeszcze w końcu XIX wieku dominowały ubogie pastwiska owcze; tereny te zostały zalesione po utworzeniu pruskiego Oberforstereich Zwangshoff, w następnych latach był to obszar intensywnej gospodarki leśnej. W początkach XX wieku odnotowano (Orłowicz 1924) w okolicach wsi Kruszyn i Wondorp, 10 km na północny zachód od miejscowości Lubnia występowanie lotnych piasków o charakterze pustynnym. Świadczy to o tym, że teren ten był wówczas odlesiony.

Poligon Kruszyn jest najbardziej północną powierzchnią badawczą. Obszar obejmuje w swych granicach Jezioro Duże Głuche oraz południowy fragment Jeziora Kruszyńskiego. Od tego pierwszego jeziora odchodzi jeden z dwóch cieków - rzeka Kulawa. Drugi ciek - rzeka Zbrzyca, występuje w południowo-wschodnim narożniku. Analizowany obszar leśny nadzorowany jest przez Nadleśnictwo Przymuszewo. Lasy i grunty prywatne zajmują niewielki, kilkuprocentowy odsetek areалу i są we władaniu wsi Kruszyn, Rolbik i Widno.

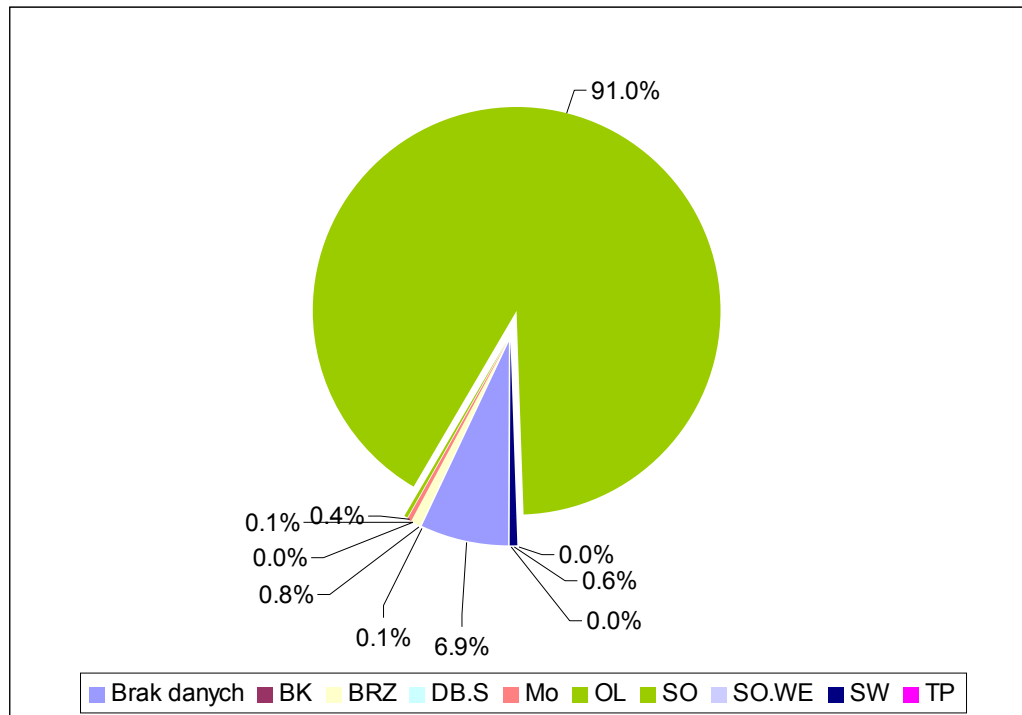
Na opisywanym poligonie badawczym występuje 11 typów siedliskowych lasu (Ryc. 26), z których największy udział ma bór świeży (79,8%) i bór suchy (6,3%) oraz bór mieszany świeży (5,2%).



Ryc. 26. Udział typów siedliskowych lasów na powierzchni badawczej Kruszyn.

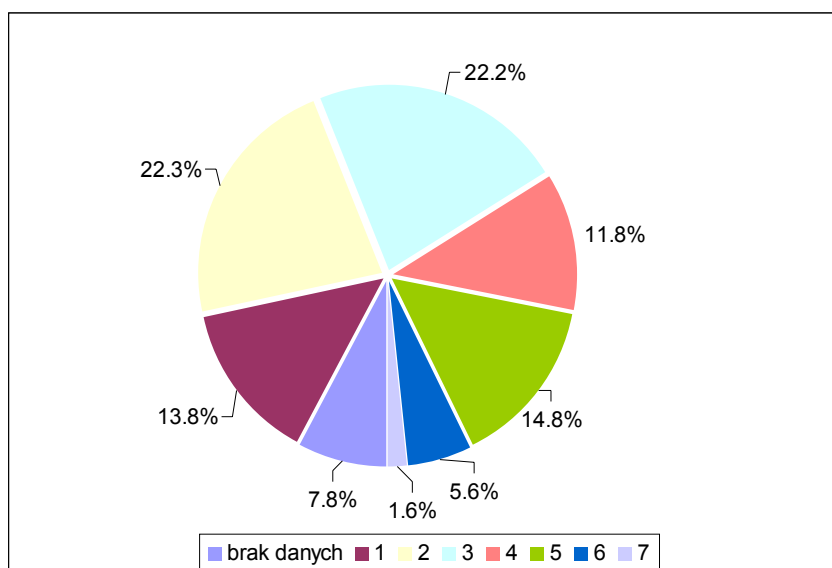
Pozostałe siedliska mają niewielki udział i spotykane są w pobliżu cieków i zbiorników wodnych. Ze spotykanych 9 dominujących gatunków drzew największy udział powierzchniowy ma so-

sna, który wynosi 91%. Udział pozostałych gatunków jest nieznaczny, nieprzekraczający 1% (Ryc. 27).



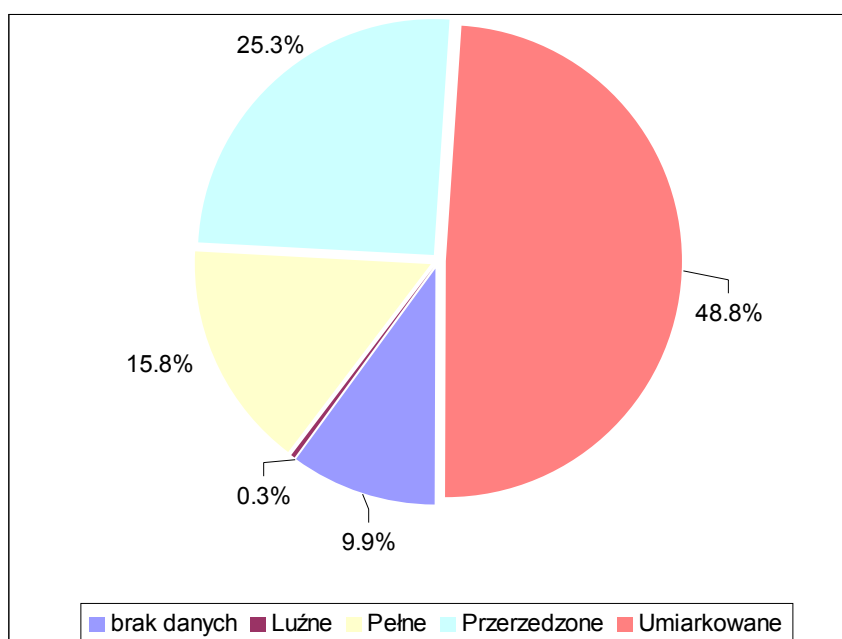
Ryc. 27. Udział powierzchniowy gatunków drzew na powierzchni badawczej Kruszyn.

Drzewostany tej powierzchni badawczej pogrupować można w 7 klas wiekowych. W najstarszej z nich wiek drzew zawiera się pomiędzy 126 - 136 rokiem życia (Ryc. 28). Analizując strukturę wiekową można zauważyć, że początkowe i środkowe cztery klasy wiekowe (2, 3, 4 i 5) zajmują ponad 70% powierzchni leśnej poligonu Kruszyn. Dominującymi są tutaj 2 i 3 klasa wieku, zajmujące niemal jednakowe powierzchnie, tj. po 22% areалу. Najstarsze drzewostany - 136-letniej sosny - występują w pododdziale 277f na siedlisku Bśw, a trochę młodsze (sosna 131 lat) w oddziałach 279 i 280 na siedliskach Bśw i BMśw.



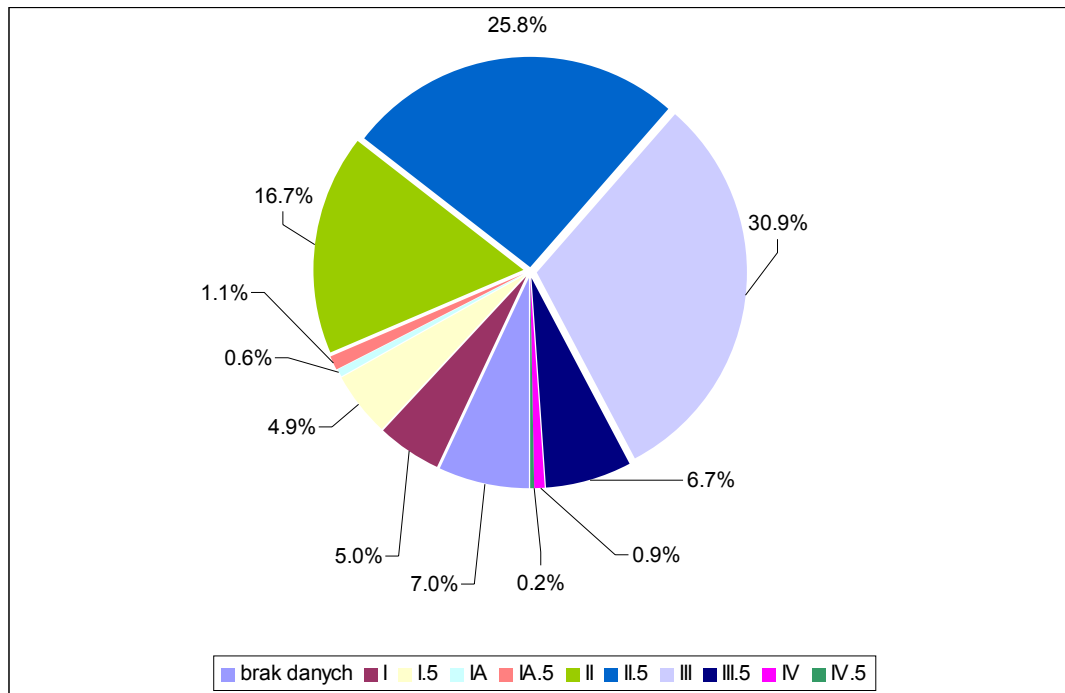
Ryc. 28. Udział powierzchniowy klas wiekowych drzew na powierzchni badawczej Kruszyn, 2000 r.

Na tym stanowisku badawczym drzewostany o zwarcu umiarkowanym stanowią blisko 50% zalesionej powierzchni. O połowę mniej powierzchniowo jest drzewostanów charakteryzujących się zwarcem przerzedzonym (Ryc. 29).



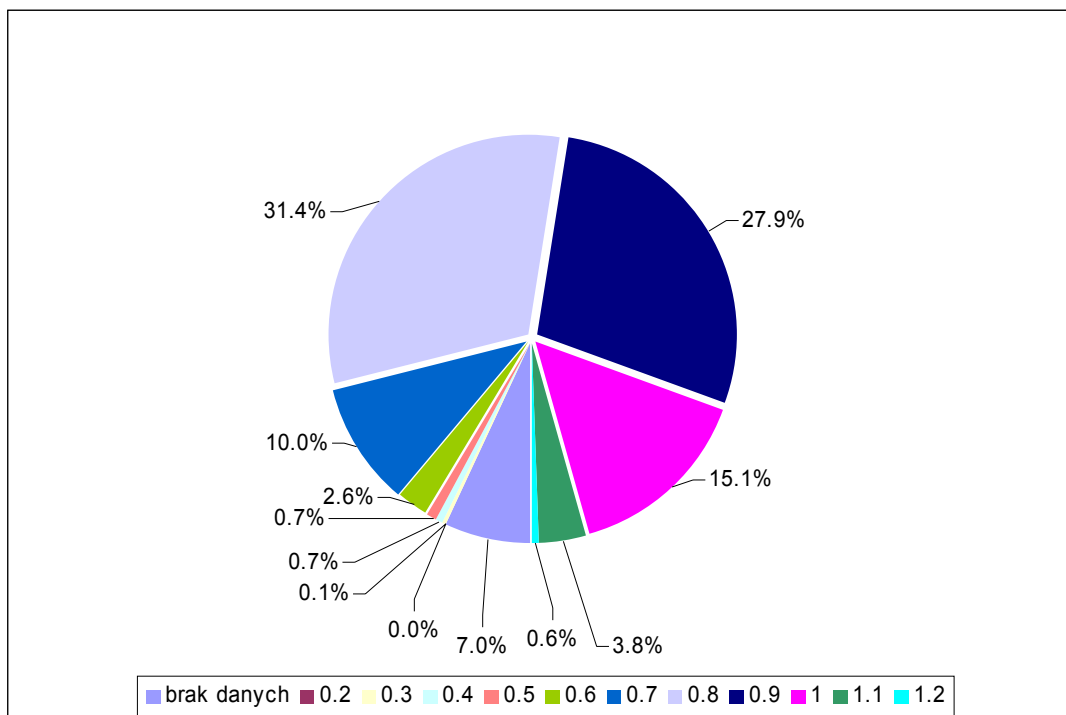
Ryc. 29. Udział powierzchniowy typów zwarcia drzewostanów na powierzchni badawczej Kruszyn.

Dominującą klasą bonitacji drzewostanu jest klasa III, zajmująca 31% analizowanej powierzchni. Poza nią ćwierć arealu zajmują drzewostany w klasie II.5 bonitacji. Udział powierzchniowy wszystkich klas bonitacji przedstawia Ryc. 30.



Ryc. 30. Udział powierzchniowy klas bonitacji drzewostanów na powierzchni badawczej Kruszyn.

Największy udział w zajmowanej powierzchni (27 – 31%) mają drzewostany o zadrzewieniu 0,8 i 0,9. Pododdziały o zadrzewieniu wynoszącym równo 1 stanowią 15% analizowanej powierzchni (Ryc. 31).



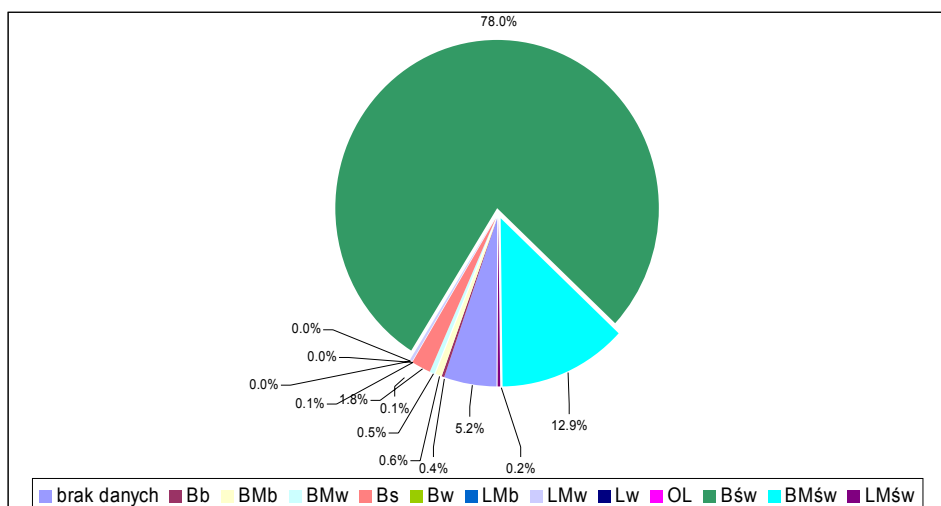
Ryc. 31. Udział powierzchniowy stopnia zadrzewienia na powierzchni badawczej Kruszyn.

4.1.10.4 Stanowisko badawcze Okręglik - Olszyny

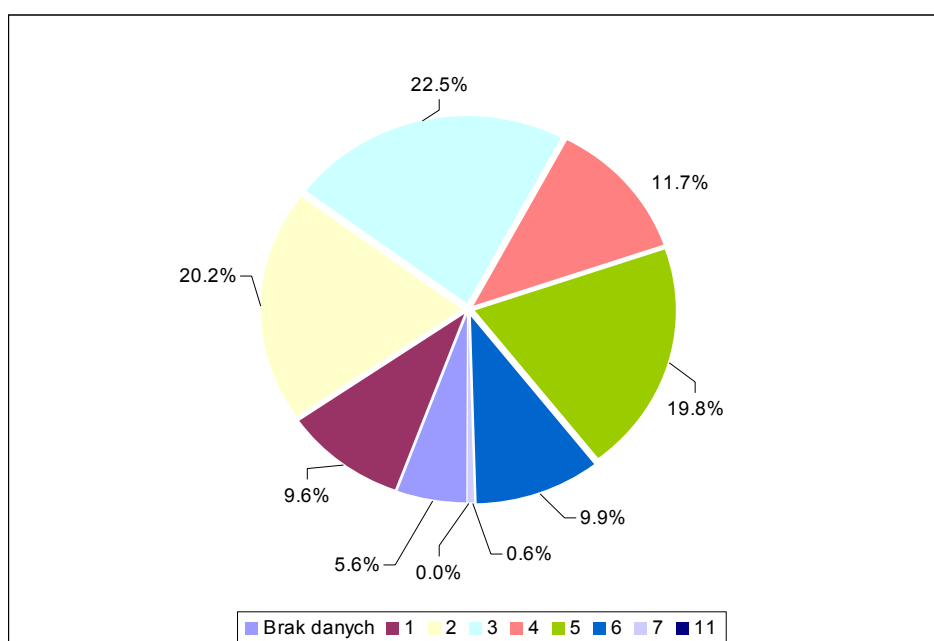
Stanowisko to położone jest na południowy-wschód od Zaborskiego Parku Krajobrazowego. Wschodnia część analizowanego obszaru wchodzi w skład Nadleśnictwa Czersk (Obręb Giełdoń) leśnictwa Okręglik i Olszyny. Zachodnia zaś jest częścią Nadleśnictwa Rytel (Obręb Rytel), a ściślej jego najbardziej na północ wysuniętego leśnictwa - Mylof. Graniczną linię pomiędzy obiema częściami poligonu badawczego stanowi na odcinku ok. 4,5km dolina Brdy. Leśnictwo Mylof czyli południowo-zachodnia część tego poligonu badawczego, położone jest w widłach drogi krajowej nr 235 i doliny rzeki Brdy. W jego obrębie zlokalizowane jest małe jezioro bez nazwy. W części południowo-wschodniej leśnictwa zlokalizowana jest osada leśna. Miejszem analiz szczegółowych była dość rozległa dolina rzeczna, którą wykorzystuje Brda po wypłynięciu z jeziora Kosobudno. Obserwacjami objęto też lasy zlokalizowane w obrębie rynny pojeziernej, stanowiącej naturalne przedłużenie ciągu jezior Dybrzk – Kosobudno – Trzemeszno. Należą one do części wschodniej omawianego poligonu badawczego, w skład którego wchodzi pozostałe 2 leśnictwa Okręglik i Olszyny. Na terenie obu znajdują się osady leśne. Na terenie leśnictwa Okręglik napotkać można kilka mniejszych jezior, np. Człowieczek lub Czarnogłowie, a jego północno – zachodnia granica styka się z dużym jeziorem Trzemeszno, na którego przedłużeniu rynny zlokalizowanych jest szereg pomniejszych zbiorników wodnych i podmokłych zagłębień terenowych odwadnianych przez sieć cieków.

Pod względem siedliskowym na opisywanym poligonie występuje 12 typów lasu (Ryc. 32), z których największy udział ma bór świeży (78,0%) i bór mieszany świeży (13,0%). W rynnach tych, podobnie jak i na wysoczyznach, dominują bory świeże, należące najczęściej do średnich klas wieku (Ryc. 32). Drzewostany tego poligonu należą do 8 klas wiekowych, przy czym najstarszą jest 11 klasa wieku od 200 do 220 lat. Najstarszy, 212-letni drzewostan sosnowy, występuje w pododdziale 321 na siedlisku boru mieszanego świeżego (BMśw) w dolinie Brdy. W strukturze wiekowej dominują drzewostany w wieku 21-60 lat (klasy od 2 do 3) – od 20,2% do 22,5% i w wieku 80-100 lat (5 klasa) – 19,8%. Zajmują one ponad 60% analizowanej powierzchni badawczej (Ryc. 33).

W drzewostanach występuje 6 gatunków dominujących, z których największy udział ma sosna - 93,2 %. Pozostałe gatunki występują śladowo np. brzoza 1,4% a udział reszty gatunków nie przekracza łącznie 1%.



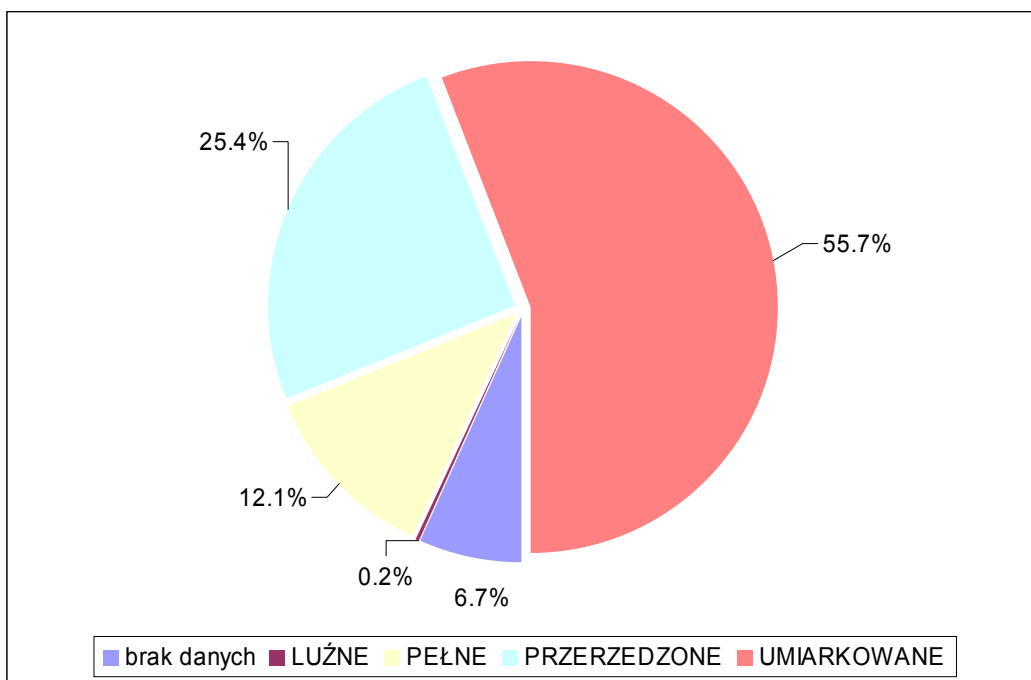
Ryc. 32. Udział typów siedliskowych lasów na powierzchni badawczej Okręglik - Olszyny.



Ryc. 33. Udział klas wiekowych drzew na powierzchni badawczej Okręglik-Olszyny, 2000 r.

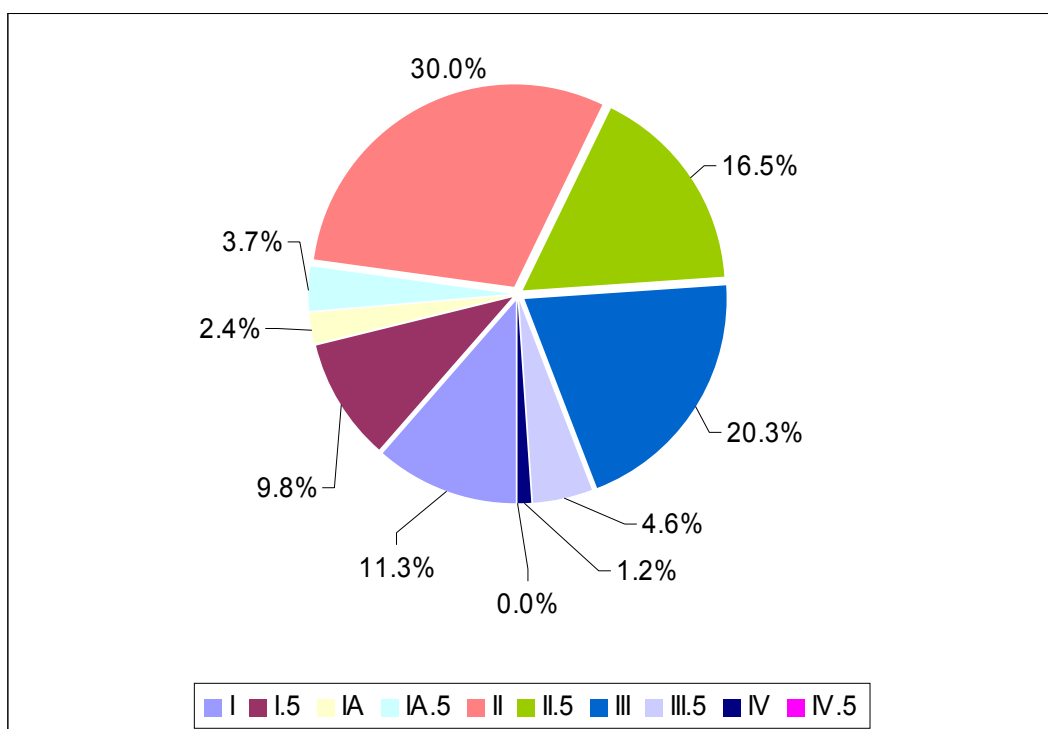
Drzewostany o umiarkowanym zwarciu stanowią tu 55,7%, dzieląc powierzchnię poligonu badawczego z drzewostanami o zwarciu przerzedzonym, zajmującymi ponad czwartą część całego areалу oraz pełnym, o udziale 12% (Ryc. 34).

Wśród 13 klas bonitacji wyróżnionych w badanym terenie przeważają drzewostany w II bonitacji – 30%. Udział klasy III stanowi 20,3%. Klasy II.5 i I bonitacji stanowią odpowiednio 16,5% oraz 11,3%. Żadna z pozostałych klas nie ma znaczącego udziału w powierzchni poligonu badawczego (Ryc. 35).

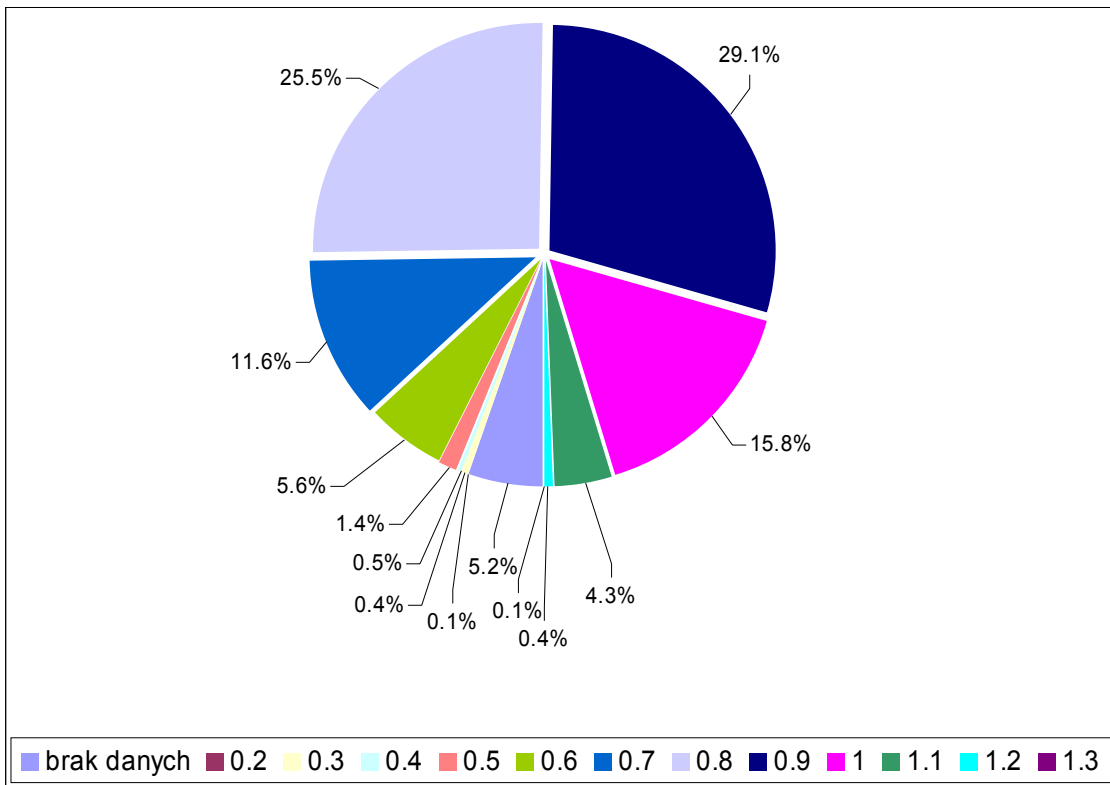


Ryc. 34. Udział typów zwarcia drzewostanów na powierzchni badawczej Okręglik-Olszyny.

Dominują drzewostany o zadrzewieniu rzędu 0,9 – 29,1% (Ryc. 36). Podobnymi, aczkolwiek mniejszymi udziałami, charakteryzują się pododdziały o zadrzewieniu rzędu 0,8, które stanowią 25,5% powierzchni badawczej. Znaczące udziały mają także drzewostany o zadrzewieniu równym 1 (15,8%) oraz 0,7 (11,5%).



Ryc. 35. Udział klas bonitacji drzewostanów na powierzchni badawczej Okręglik-Olszyny.



Ryc. 36. Udział klas stopni zadrzewienia na powierzchni badawczej Okręglik-Olszyny.

4.1.10.5 Stanowisko badawcze Borne - Kopernica

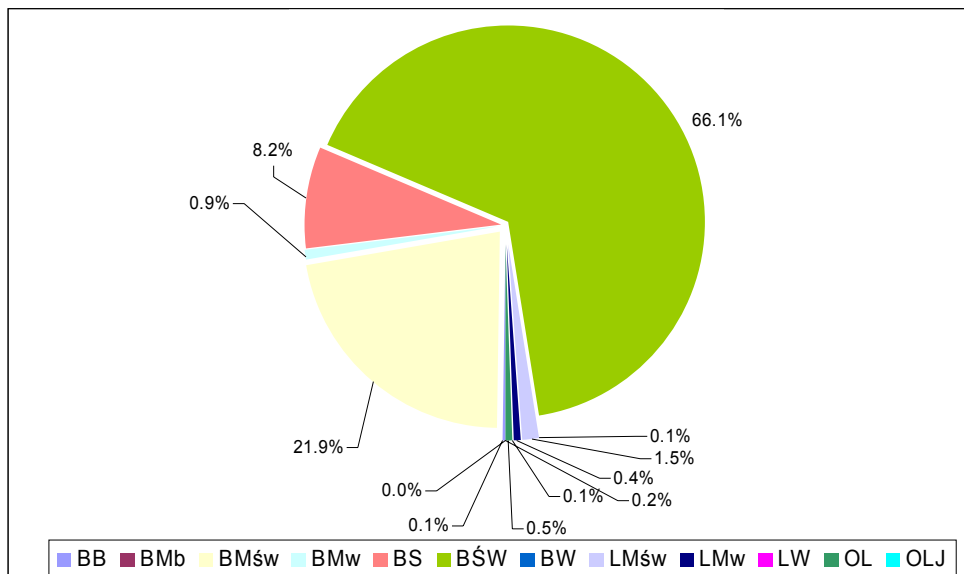
Poligon ten położony jest na zachód od Zaborskiego Parku Krajobrazowego. Północna część analizowanego obszaru wchodzi w skład Nadleśnictwa Przymuszewo (Obręb Laska, leśnictwo Borne). Południowa zaś jest częścią Nadleśnictwa Rytel (Obręb Klosnowo, leśnictwo Kopernica). Graniczną linię, pomiędzy obiema częściami tej powierzchni badawczej stanowi na odcinku ok. 4,3 km dolina Brdy. Przez teren leśnictwa Borne przebiega droga krajowa nr 236, łącząca miasto Brusy z wsiami Swornegacie i Konarzyny. W granicach leśnictwa zlokalizowane są jeziora Duże Głuche i Małe Głuche o przebiegu równoleżnikowym, a także jezioro Długie, gromadzące swe wody w rynnie o przebiegu południkowym na wschodnim krańcu leśnictwa. Północno – wschodnią część leśnictwa przecina dolina rzeki Chocina, uchodzącej już poza jego granicami do jeziora Karsińskiego. Na północy powierzchnia badawcza sąsiaduje ze zwartym kompleksem leśnictwa Kokoszka. Południowo - wschodnią granicę leśnictwa stanowi fragment linii brzegowej jeziora Charzykowskiego. Za zachodnią granicą kompleksu leśnego, oddaloną od linii brzegowej jezior Długiego i Charzykowskiego o około 4 do 6 km, zlokalizowane są grunty wsi Konarzyny, administrowane przez RDLP w Szczecinku (Nadleśnictwo Osusznica). Maksymalna rozciągłość południkowa Leśnictwa Borne wynosi około 5,3km. W części południowo - zachodniej leśnictwa zlokalizowana jest osada leśna.

Rozległą dolinę rzeczną, którą wykorzystuje Brda przed wpłynięciem do jeziora Charzykowskiego zajmują głównie grunty prywatne wsi Swornegacie. Na południe od nich leżą tereny leśnictwa Kopernica (Nadleśnictwo Rytel). Ograniczone są one od zachodu szosą nr 212 łączącą Chojnice z Konarzynami i Lipnicą, za którą to rozciągają się kompleksy leśne administrowane są przez RDLP Szczecinek (rejon działania Nadleśnictwa Człuchów). Analizowana powierzchnia badawcza wcina się klinem w kierunku południowo-wschodnim ku obszarom zalesionym i zarządzanym przez Nadleśnictwo Rytel. Na wschodzie granicę stanowiska badawczego Borne - Kopernica stanowi linia brzegowa jeziora Charzykowskiego. W części północnej tego leśnictwa, w sąsiedztwie doliny Brdy znajdują się dwa jeziora Duże Łowne i Małe Łowne. To ostatnie jest objęte ochroną rezerwatową. Środek terenu leśnictwa jest rozcięty doliną rzeki Czerwona Struga, uchodzącej do Jeziora Charzykowskiego. Wylot doliny, u którego krańca zlokalizowanych jest szereg terenów podmokłych i zagłębien terenowych odwadnianych przez sieć cieków, jest obszarem niemal bezleśnym zajęтым przez pola uprawne i ośrodki wypoczynkowe.

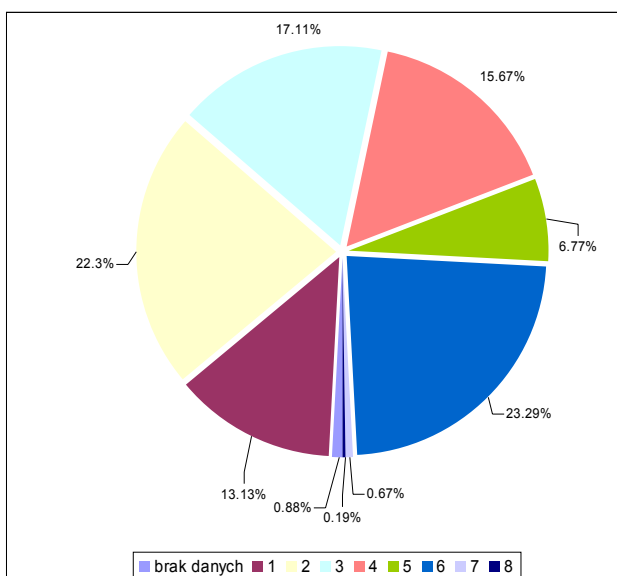
Pod względem siedliskowym na opisywanym poligonie występuje 12 typów lasu (Ryc. 37), z których największy udział ma bór świeży (66,1%) i bór mieszany świeży (21,9%). Bory suche zajmujące 8,2%, zlokalizowane są głównie w części północnej poligonu (leśnictwo Borne). W obrębie rynien jeziernych i dolinach rzek Brdy i Czerwonej Strugi spotkać można lasy mieszane świeże, olsy

i olsy jesionowe, zajmujące w sumie około 2% powierzchni poligonu. Inne typy siedliskowe są reprezentowane mniej licznie, gdyż stanowią niecałe 2% analizowanej powierzchni.

Drzewostany tego poligonu należą do 8 klas wiekowych, przy czym najstarszą jest 8 klasa wieku od 140 do 160 lat (Ryc. 38). Najstarszy, 150 - 155-letni drzewostan sosnowy, występuje w pododdziałach 231c i 271j na siedliskach Bb i BMśw położonych w północnej i zachodniej części leśnictwa Kopernica. W strukturze wiekowej największy udział ma 6 klasa wiekowa zajmująca 23,3% badanej powierzchni. Poza nią dominującymi są 3 klasy drzewostanów w wieku 21-80 lat (klasy od 2 do 4), których udział wynosi od 15,6% do 22,3%. Łącznie zajmują one ponad 50% analizowanej powierzchni badawczej.

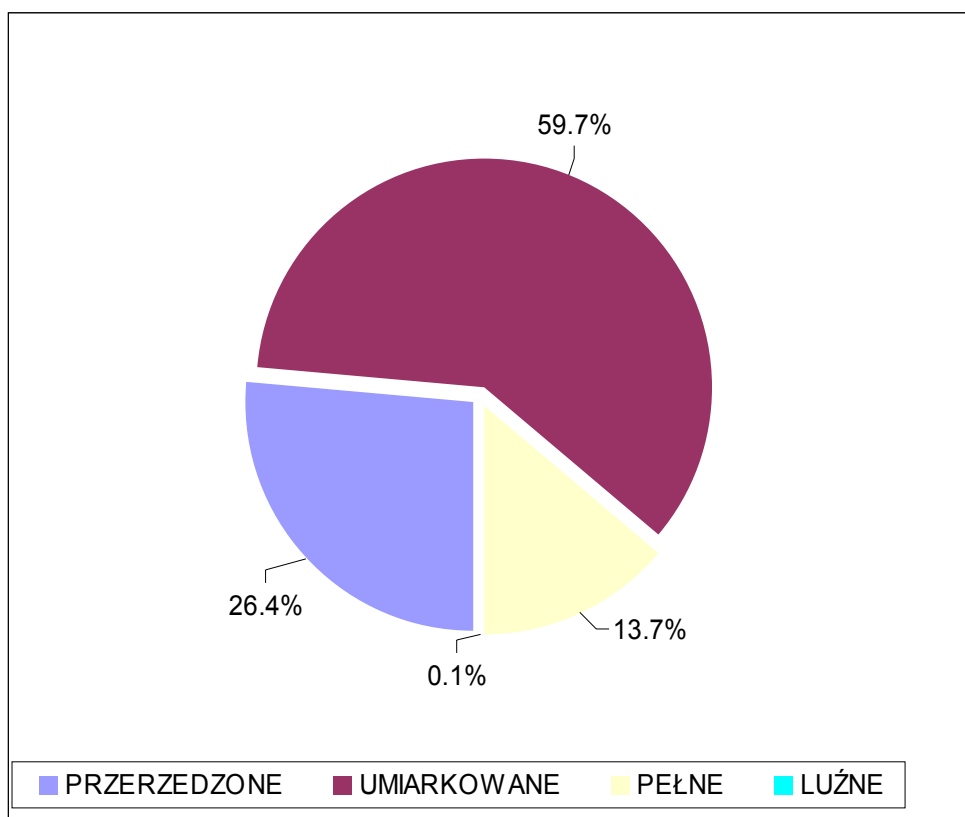


Ryc. 37. Udział typów siedliskowych lasów na powierzchni badawczej Borne-Kopernica.



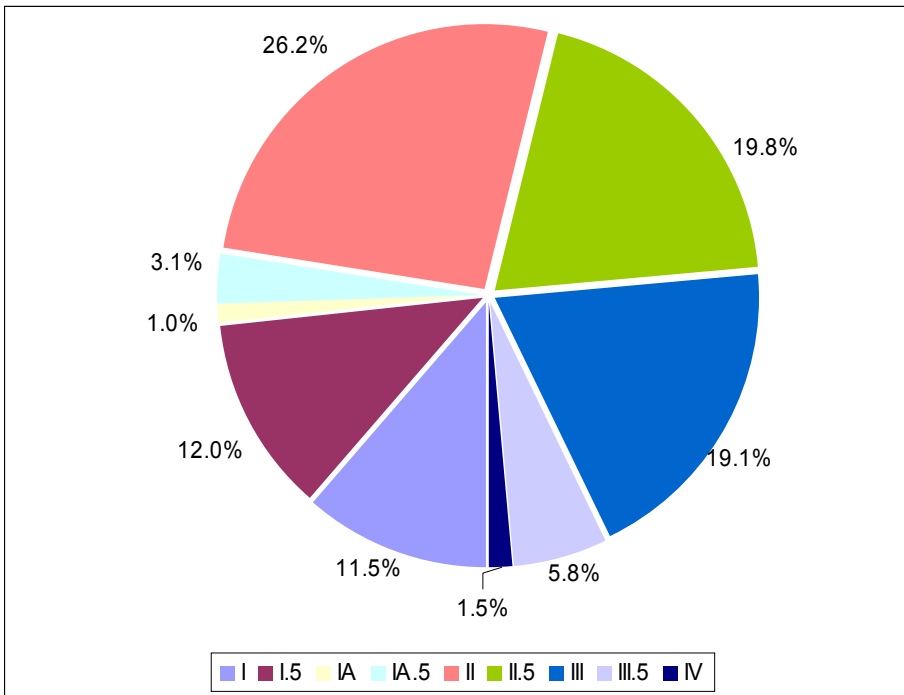
Ryc. 38. Udział klas wiekowych drzew na powierzchni badawczej Borne-Kopernica, 2000 r.

Drzewostany o umiarkowanym zwarciu (Ryc. 39) stanowią tu 59,7%, dzieląc powierzchnię poligonu badawczego z drzewostanami o zwarciu przerzedzonym, zajmującymi ponad 25% całego areалу oraz pełnym o udziale 13,7%.

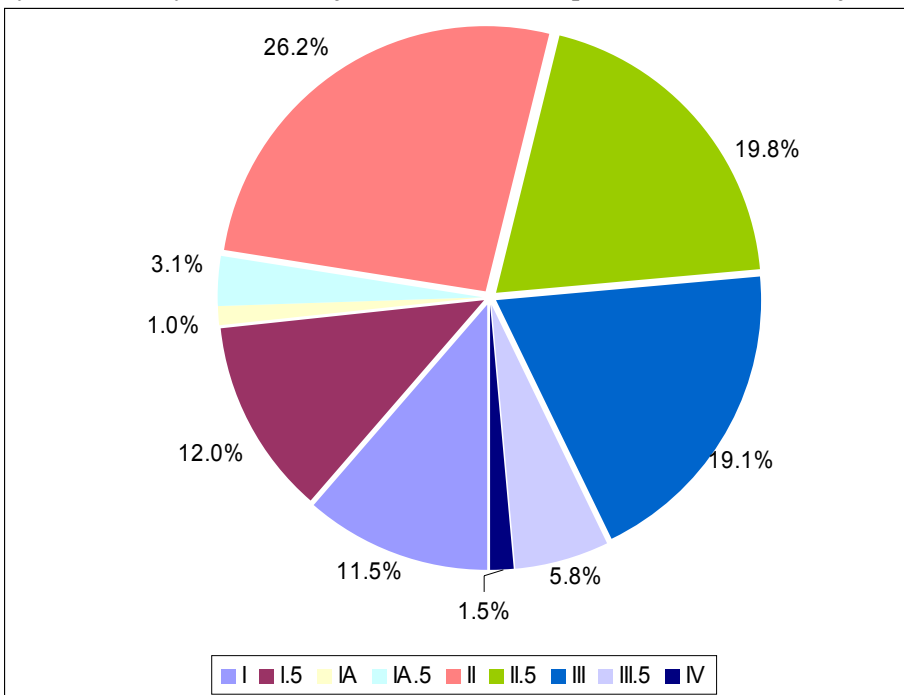


Ryc. 39. Udział typów zwarcia drzewostanów na powierzchni badawczej Borne-Kopernica.

Wśród 9 klas bonitacji wyróżnionych w badanym terenie przeważają drzewostany w II bonitacji – 26,2%. Udziały klas II.5 i III stanowią łącznie niecałe 40%. Klasy I i I.5 bonitacji stanowią odpowiednio po 11,5% oraz 12%. Żadna z pozostałych klas nie ma znaczącego udziału w powierzchni poligonu badawczego (Ryc. 40). Dominują drzewostany o zadrzewieniu rzędu 0,9 – 31,7%. Podobnymi, aczkolwiek mniejszymi udziałami, charakteryzują się pododdziały o zadrzewieniu rzędu 0,8 – 24,7%. Znaczące udziały mają także drzewostany o zadrzewieniu równym 1 (27,6%) oraz 0,7 (6,2%) i 1,1 (6,3%). Pozostałe klasy zadrzewienia stanowiły 4,8% powierzchni badanego poligonu.



Ryc. 40 Udziały klas bonitacji drzewostanów na powierzchni badawczej Borne-Kopernica.



Ryc. 41 Udział klas stopni zadrzewienia na powierzchni badawczej Borne-Kopernica.

4.2 Kotlina Toruńska i Kotlina Płocka

Obiektem badań porównawczych był teren dwóch leśnictw (Rudak i Otłoczyn), wchodzących w skład leśnego Obrębu Otłoczyn w Nadleśnictwie Gniewkowo. Na tym terenie wystąpiły szkody w drzewostanach spowodowane przejściem huraganu w dniu 16.VII.2001 r.

Nadleśnictwo Gniewkowo wchodzi w skład RDLP Toruń. Według regionalizacji przyrodniczo-leśnej (Kujawiński 2002 za Tramplera i in. 1990) Nadleśnictwo położone jest w III Krainie Wielkopolsko-Pomorskiej, w dzielnicach: III. 5 Kotliny Toruńsko-Płockiej i III. 7 Niziny Wielkopolsko-Kujawskiej; w mezoregionie Pojezierza Wielkopolskiego.

Zgodnie z podziałem fizczno –geograficznym Polski (Ryc. 42) obszar Nadleśnictwa Gniewkowo należy do makroregionu Pradoliny Toruńsko- Eberswaldzkiej (IV) z mezoregionem IVa -Kotlina Toruńska i fragmentem IVb czyli Kotliny Płockiej oraz do makroregionu V- Pojezierze Wielkopolskie z mezoregionem Va – Równiny Inowrocławskiej (Andrzejewski 2001).

Kotlina Toruńska zwana też Toruńsko-Bydgoska, rozciąga się pomiędzy Ciechocinkiem nad Wisłą a Nakłem nad Notecią. Obszar ten o powierzchni ponad 1 844 km² ma w okolicach Torunia około 75 km długości i 20 km szerokości (Niewiarowski i Tomczak 1969)

Kotlina Płocka jest to rozszerzenie pradoliny Wisły pomiędzy Gąbinem i Włocławkiem o powierzchni około 850 km². Zachował się tu duży, najbliższy Warszawie, zalesiony fragment krajobrazu pojeziernego, nazywanego niekiedy Pojezierzem Gostynińskim (Kondracki 1988).

Zasadnicza część Kotliny Toruńskiej i Płockiej leży w granicach historycznej dzielnicy Polski zwanej Kujawami. Była ona już zasiedlona w młodszej epoce kamiennej, o czym świadczą liczne dowody rozwiniętej tu w okresie halsztackim (700-400 lat p.n.e.) kultury łużyckiej (Rychnowski 1983). Jednak bardziej intensywne osadnictwo rozwinęło się na Kujawach dopiero w pierwszych wiekach naszej ery, dzięki przebiegającym przez te ziemie szlakom handlowym – „bursztynowemu” i „wschód-zachód”. Powstały wówczas Kruszwica, Inowrocław, Brześć Kujawski, Włocławek i inne miasta. Nazwę swą Kujawy wywodzą od słowa „kui” oznaczającego wiatr północny bądź wydmy piaszczystą. Pierwszy raz nazwa ta pojawiła się w tzw. Bulli Gnieźnieńskiej w 1136 roku (Rychnowski 1983; Cyzman 1991).



1 - granice województw, 2 - granice makroregionów, 3 - granice mezoregionów

- I - makroregion **Pojezierze Południowopomorskie**;
mezoregiony, Ia - Bory Tucholskie, Ib - Wysoczyzna Świecka, Ic - Dolina Brdy, Id - Pojezierze Krajeńskie
- II - makroregion **Dolina Dolnej Wisły**;
mezoregiony, IIa - Dolina Fordońska, IIb - Kotlina Grudziadzka, IIc - Dolina Kwidzyńska
- III - makroregion **Pojezierze Chełmińsko - Dobrzyńskie**;
mezoregiony, IIIa - Pojezierze Chełmińskie, IIIb - Dolina Drwęcy, IIIc - Pojezierze Dobrzyńskie,
IIId - Pojezierze Brodnickie, IIIe - Garb Lubawski, IIIf - Równina Urszulewska
- IV - makroregion **Pradolina Toruńsko - Eberswaldzka**;
mezoregiony, IVa - Kotlina Toruńska, IVb - Kotlina Płocka, IVc - Dolina Środkowej Noteci
- V - makroregion **Pojezierze Wielkopolskie**;
mezoregiony, Va - Równina Inowrocławska, Vb - Pojezierze Kujawskie, Vc - Pojezierze Gnieźnieńskie,
Vd - Pojezierze Chodzieskie
- VI - makroregion **Pojezierze Iławskie**
- VII - makroregion **Nizina Południowowielkopolska**;
mezoregion, VIIa - Wysoczyzna Kłódzka

Ryc. 42. Podział fizyczno – geograficzny województwa kujawsko – pomorskiego.
(źródło: Andrzejewski 2001, zmienione)

4.2.1 Geomorfologia

Obszar Nadleśnictwa pokrywają utwory czwartorzędowe, powstałe w wyniku zlodowacenia bałtyckiego, fazy poznańsko-dobrzyńskiej i pomorskiej. W dzielnicy Kotlina Toruńsko-Płocka z piasków terasowych doliny wytworzony został zespół wydm parabolicznych i płaty piasków eolicznych płaskich. Przeważa tutaj teren nizinny falisty, przechodzący na północy i na wschodzie w teren pagórkowaty, a na południowym wschodzie i południu w teren płaski. Wysokość wydm wynosi na północy i wschodzie 75-100 m n.p.m., a deniwelacja dochodzi do 25 m. W dzielnicy Pojezierza Wielkopolsko-Kujawskiego przeważają piaski i gliny lodowcowe z dużymi płatami utworów jeziornych. Obszar ten określany jest jako nizinny płaski. Pomiędzy Kotliną Płocką a Kotliną Toruńską dolina Wisły tworzy w okolicach Nieszawy rodzaj przełomu, zwężając się do kilku kilometrów (Kondracki 1988).

4.2.2 Gleby

Według opracowanych w końcu lat 80-tych dla Obrębu Gniewkowo i w II połowie lat 90-tych dla Obrębu Otłoczyn, operatów glebowo-siedliskowych gleby Nadleśnictwa należą do następujących typów:

- rdzawych bielcowych i właściwych, ok. 80%,
- brunatnych wylugowanych, rzadziej właściwych, ok. 10%,
- glejowych, ok. 3%,
- czarnych ziem, ok. 2%,
- gleb inicjalnych, słabo wykształconych, murszowych i torfowych, ok. 5%.

4.2.3 Klimat

Zgodnie z regionalizacją klimatyczną Polski Gumińskiego (1948) zamieszczoną w Geografii Fizycznej Polski Kondrackiego (1988) Kotlina Toruńska leży prawie w całości w bydgoskiej dzielnicy klimatycznej, natomiast Kotlina Płocka w dzielnicy środkowej.

W latach 1951-1960 w okolicach Torunia przeważała cyrkulacja zachodnia i wschodnia (Wójcik i Ziemińska 1984). Cyrkulacja zachodnia dominuje w miesiącach zimowych i letnich, zaś wschodnia na wiosnę. Pierwsza wnosi element morskości, a druga kontynentalizmu klimatycznego. Przeciętna roczna suma opadów makroregionu wynosi 530 mm. Przeciętna roczna temperatura wynosi 8,1°C. Na podstawie danych ze średnich wieloletnich obserwacji (1980-1997) w stacjach meteorologicznych w Toruniu i Więclawicach ustalono, że najcieplejszym miesiącem jest lipiec o średniej

temperaturze 18,6°C, natomiast najzimniejszym - styczeń o średniej temperaturze -1,2°C. Długość okresu wegetacyjnego wynosi 210-215 dni.

W skali roku najczęściej w rejonie Torunia występują wiatry zachodnie (o częstości 19%) i wschodnie (o częstości 12%). Najrzadziej zaś odnotowuje się wiatry wiejące z północy (o częstości 8%) i południa (o częstości 9%). Najczęściej wiatr zachodni występują tu jesienią (22%) a najrzadziej w lecie (19%). Wiatry ze wschodu docierają w cyklu rocznym najczęściej wiosną (15%), zaś najrzadziej latem (9%). Z kolei frekwencja kierunku północnego jest największa wiosną (12%) i latem (11%), a najmniej wiatr N odczuwany jest jesienią i zimą (po 5%). Frekwencja kierunku południowego jest natomiast odwrotna, to znaczy największa jesienią i zimą (po 11%), a najmniejsza wiosną i latem (po 7%). Cisze w skali roku w okolicach Torunia stanowią średnio 6%. Najwięcej jest ich jesienią (frekwencja 7%) a najmniej zimą i wiosną (frekwencja po 5%) (Wójcik i Marciniak 2001).

Na omawianym terenie zdecydowanie przeważają wiatry słabe (poniżej 1 m/sek). W latach 1951-1960 średnie roczne prędkości wiatrów wynosiły: 3,4 m/sek w Płocku, 1,5 m/sek w Wieńcu Zdroju (okolice Włocławka) (Wójcik i Ziemińska 1984). Śródmiejskie stacje meteorologiczne w Inowrocławiu i Ciechocinku odznaczają się zmniejszoną, lokalną dynamiką powietrza a średnie roczne prędkości wiatrów wyniosły odpowiednio 2,8 m/s i 2,6 m/s. Niezakłóconą regionalną dynamiką charakteryzuje się stacja w Toruniu- Wrzosach, która ma otwartą lokalizację, a średnia roczna prędkość wiatru wynosi 3,1 m/s (za lata 1951-1965). Maksymalne prędkości wiatr osiągał na tej stacji w w/w wymienionym okresie w marcu 3,6 m/s, zaś najslabiej wiało w Toruniu w sierpniu 2,5m/s – Tab. 9 (Wójcik i Marciniak 2001). Wiatry o dużych prędkościach mogące powodować erozję eoliczną gleb oraz przewiewność piasków i wiatrołomy w lasach występują sporadycznie. Na przykład w Toruniu (w latach 1951-1960) tylko niecały 1% wiatrów osiąga prędkość ponad 10 m/sek (Ziemińska 1969).

Tab. 9. Średnia prędkość wiatru (m/s), 1951-1965 (według Wójcika i Marciniaka 2001).

Stacja	I	II	III	IV	V	VI	VII	VII	IX	X	XI	XII	Rok
Ciechocinek	3,2	2,9	2,9	2,5	2,5	2,2	2,1	2,1	2,2	2,2	2,9	3,0	2,6
Inowrocław	3,1	3,9	3,3	2,9	2,6	2,5	2,4	2,5	2,6	2,6	2,9	2,9	2,8
Toruń-Wrzosy	3,4	3,3	3,6	3,3	3,1	2,9	2,7	2,5	2,7	2,8	3,4	3,3	3,1

4.3.4 Hydrografia

Teren Nadleśnictwa położony jest w dwóch zlewniach: Odry i Wisły. Do Noteci, położonej w dorzeczu Odry, wody spływu powierzchniowego odprowadza kanał Bachorze, natomiast do Wisły rzeka Tażyna i wpadający do niej Kanał Parchański, rzeka Zielona, płynąca poza terenem Nadleśnictwa, oraz kanał łączący jezioro Nowe z Wisłą. Naturalnymi zbiornikami wody są: wypełnione wodą do połowy pojemności jeziora Stare i Nowe położone w pobliżu wsi Suchatówka, oraz nieliczne drobne, naturalne zbiorniki retencyjne. Obszar Nadleśnictwa można określić jako ubogi w wodę, co w połączeniu z niskim poziomem wód gruntowych, z reguły poza zasięgiem korzeni, uzależnia drzewostany od wody opadowej. Średnia wieloletnia suma rocznych opadów, wynosząca około 495 mm, należy do najniższych w kraju .

4.2.5 Zbiorowiska roślinne

W wyniku wielowiekowej intensywnej działalności człowieka dziś na terenie Kujaw mało miejsca zajmują naturalne zbiorowiska roślinne zharmonizowane z klimatem, topografią terenu i glebą (Wilkoń-Michalska 1971). Miejsca wykarczowanych przez człowieka lasów liściastych zajęły pola uprawne, łąki i osiedla. Wykształciły się tutaj zastępcze zespoły chwastów, związanych z uprawą roli i zespoły roślin łąkowych. Naturalne lasy sosnowo-dębowe z domieszką innych drzew i krzewów, panujących niegdyś na wydmych terasach Wisły, zostały zastąpione przez monokultury sosny.

Stosunkowo najmniej zmienione przez człowieka są zbiorowiska roślin wodnych i bagiennych oraz pionierskie zespoły roślin, zasiedlających nagie odlesione piaski. Podobnie naturalne są niektóre fragmenty reliktowych skupień kserotermicznych gatunków roślin oraz słonolubnych zbiorowisk, tak charakterystycznych dla regionu Kujaw (Wilkoń-Michalska 1971).

Zbiorowiska leśne zajmują na Kujawach tylko 16% powierzchni, w dodatku są rozmieszczone bardzo nierównomiernie (Wilkoń-Michalska 1971). Większe kompleksy leśne znajdują się w Kotlinie Płockiej oraz w Kotlinie Toruńskiej. Większa część lasów, które zachowały się w Kotlinie Toruńskiej znajduje się na terenie tzw. Puszczy Bydgoskiej, a zbiorowisk zachowanych w Kotlinie Płockiej wchodzi w skład tzw. Lasów Gostynińsko-Włocławskich. Puszcza Bydgoska rozciąga się na obszarze około 65 km długości i szerokości od 12 do 20 km (Cyzman 1991). Badania przeprowadzone przez Siudę (1990, cyt. za Cyzman 1991) omawiane kotliny należą obecnie do najbardziej zalesionych mezoregionów w Polsce. W gminach Nowy Duninów i Włocławek, położonych w Kotlinie Płockiej, zalesienie wynosi odpowiednio 68% i 45%. Na terenie Kotliny Toruńskiej najbardziej zalesionymi gminami są Solec Kujawski (72%) oraz Nowa Wieś Wielka (61%). W chwili obecnej więk-

sza część lasów obu kotlin należy do Regionalnej Dyrekcji Lasów Państwowych w Toruniu (nadleśnictwa: Bydgoszcz, Cierpiszewo, Dobrzejewice, Gniewkowo, Solec, Szubin, Włocławek, Żółdowo). Część wschodnia Lasów Gostynińsko-Włocławskich podlega RDLP Łódź (nadleśnictwa: Gostynin, Łąck, Płock).

Na badanym terenie podstawowymi gatunkami lasotwórczymi są cztery gatunki drzew. Sosna zwyczajna, jest to - gatunek panujący - zajmuje 92,7% powierzchni leśnej Nadleśnictwa. Gatunek ten tworzy wielopostaciowe bory, silnie zróżnicowane w zależności od charakteru siedliska i zabiegów hodowlanych. Największą powierzchnię leśną zajmują jednogatunkowe, sztucznie posadzone drzewostany sosnowe niższych i średnich klas wieku. Odnaczają się one zwykle najsilniej zmienionym przez człowieka składem florystycznym co utrudnia, a nawet uniemożliwia zaliczenie wielu z nich do określonych zespołów roślinnych (Ceynowa – Giedon 1984). Jakość tych drzewostanów określa się jako zadowalającą, zróżnicowaną w klasach wieku i w obrębach. Wpływ na jakość hodowlaną mają szkody wyrządzane przez zwierzynę, widoczne jeszcze w klasie wieku IIIa, a na jakość techniczną stosunkowo niskie pierśnice i dość częste porażenie przez hubę. Przeciętna bonitacja waha się w granicach I,5 do II,9 (Kujawiński 2002).

Dąb - drugi gatunek co do zajmowanej powierzchni, tworzy drzewostany mieszane z udziałem sosny, brzozy, rzadziej drzewostany lite. Jakość hodowlaną obniża kształt i pokrój koron oraz skłonność do wtórnego ugałęziania się. Bonitacja waha się od I,4 do III,5 (Kujawiński 2002).

Brzoza - częsty gatunek domieszkowy, jako gatunek panujący spotykana jest na siedliskach wilgotnych i żyzniejszych, zajmując miejsce bardziej pożądanego tu dębu lub sosny. Na jakość hodowlaną wpływa niezgodność z siedliskiem, na jakość techniczną niskie pierśnice. Przeciętna bonitacja waha się w granicach I.2 – II.2.

Olsza - oprócz niewielkich powierzchni olsów i olsów jesionowych zajmuje większość powierzchni siedlisk lasu wilgotnego i lasu mieszanego wilgotnego, tworząc drzewostany lite lub mieszane. Jakość hodowlaną drzewostanów olszowych określa się na 23, natomiast techniczną na 3. Na jakość wpływa odroślowe pochodzenie części olszyn oraz dość wczesne (IVb klasa wieku) obumieranie koron. Przeciętną bonitację ustalono na III, w granicach II.5 – III.5. Strukturę powierzchniową siedlisk występujących w Nadleśnictwie przedstawia

Tab. 10.

Skrajnie ubogie piaski sandrowe i wydmowe porośnięte są często przez suche bory wrzosowe i chrobotkowe. W borach tych odnotowuje się duży udział mchów i porostów naziemnych. Drzewa nie osiągają tu nigdy wysokich rozmiarów. Podszyt jest skąpy, złożony najczęściej z pojedynczych krzewów jałowca i sosny. Runo jest tu ubogie i monotonne (Cyzman 1991).

Na umiarkowanie wilgotnych siedliskach, stosunkowo bogatych w składniki pokarmowe, z dużym udziałem gleb piaszczystych rozwija się bór świeży. Na jego drzewostan składa się głównie z wysokopiennych sosen. Tutaj w runie dominują – w przeciwieństwie do bory chrobotkowego - głównie borówki, a i ogólny skład gatunkowy podszytu i run jest też bogatszy (Ceynowa- Gieldon 1984). Najbardziej zniszczone i przekształcone przez człowieka są występujące tu płaty boru mieszanego, formy przejściowej pomiędzy zbiorowiskami borowymi a zbiorowiskami lasów liściastych. W składzie drzewostanu dominują sosna zwyczajna i dąb szypułkowy wraz niewielkimi udziałami brzozy brodawkowatej, osiki i grabu. Podszyt jest tu bogaty, składający się głównie z podrostów liściastych drzew. Runo charakteryzuje się występowaniem zarówno gatunków roślin borowych (np. borówki) jak i typowych dla lasów liściastych (Walas 1969; Ceynowa- Gieldon 1984).

Dość rzadko występującymi na badanym terenie są zbiorowiska lasów liściastych. Są one znacznie żyzniejsze dlatego były zamieniane na pola uprawne, częściej niż bory. Na krawędzi doliny Wisły i w parowach obserwować można grądy, dawniej porastające licznie tereny moreny dennej. Ich siedliska są umiarkowanie wilgotne, gliniaste i gliniasto-piaszczyste. W składzie gatunkowym drzewostanu dominuje lipa, dęby obu gatunków, a także występuje tu buk, grab i klon zwyczajny. W poszycie zauważalne są obok podrostów leszczyna, trzmielina europejska i brodawkowata i wiciokrzew suchodrzew (Ceynowa- Gieldon 1984; Walas 1969).

Cieplejsze i suchsze siedliska niż grądy zajmuje odmienny typ dąbrów, tzw. ciepłe dąbrowy. Można go spotkać na zboczach pradoliny (Strzelno koło Brzozy). Są to lasy widne z licznymi gatunkami kserotermicznymi o zupełnie innym profilu glebowym niż grądy (Walas 1969).

Żyzne i wilgotne siedliska, od czasu od czasu zalewane przez wody porastają lasy łąkowe. Wśród nich najbardziej rozpowszechnionym jest tutaj łąg olszowy, którego drzewostan stanowi głównie olsza, z niewielką domieszką brzozy omszonej i jesionu. W podszyciu spotkać można czeremchę, porzeczkę czarną, bez czarny. W wielowarstwowym i bogatym gatunkowo runie roślinności zielnej odznaczają się płaty niecierpka pospolitego (Ceynowa- Gieldon 1984).

Cyzman (1991) na obszarze Kotliny Toruńskiej i Kotliny Płockiej stwierdził występowanie 19 zespołów leśnych i zaroślowych oraz 7 zbiorowisk leśnych o bliżej nieokreślonej randze fitosocjologicznej. Były to następujące syntaksony: 1 – *Salicetum triandro-wiminalis* (wikliny nadrzeczne), 2 – *Salici-Populetum* (łąg wierzbowo-topolowy), 3 – *Salicetum pentandro-cinereae* (zarośla łożowe), 4 – *Sphagno squarrosi-Alnetum* (ols torfowcowy), 5 – *Ribo nigri-Alnetum* (ols porzeczkowy), 6 – *Carrici remotae-Fraxinetum* (podgórski łąg jesionowy), 7 – *Circaeo-Alnetum* (łąg jesionowo-olszowy), 8 – zbiorowisko łągowe z *Alnus incana*, 9 – *Ficario-Ulmetum campestris* (łąg wiązowo-jesionowy), 10 – zbiorowisko *Alnus glutinosa* - *Anemone nemorosa*, 11 – *Tilio-Carpinetum* (grad subkontynentalny), 12 – zbiorowisko *Pinus sylvestris* – *Dryopteris filix-mas*, 13 – *Potentillo albae-Quercetum*

(światlista dąbrowa), 14 - zbiorowisko *Pinus sylvestris-Molinia coerulea* na siedlisku dąbrowy świetlistej, 15 – *Calamagrosti-Quercetum petraeae* (kwaśna dąbrowa), 16 – *Quercus roboris-Pinetum* (kontynentalny bór mieszany), 17 – *Serratulo-Pinetum* (subborealny bór mieszany), 18 – *Vaccinio uliginosi - Pinetum* (bór bagienny), 19 – *Molinio-Pinetum* (bór wilgotny), 20 – *Leucobryo-Pinetum* (suboceaniczny bór świeży), 21 – zbiorowisko przejściowe *Leucobryo-Pinetum - Peucedano-Pinetum*, 22 – *Peucedano-Pinetum* (subkontynentalny bór świeży), 23 – *Cladonio-Pinetum* (bór suchy), 24 – zbiorowisko *Pinus sylvestris - Padus serotina*, 25 – *Pruno-Crataegetum*, 26 – zbiorowisko zaroślowe z *Corylus avelana*.

Tab. 10. Struktura siedlisk Nadleśnictwa Gniewkowo (na podst. Operatu Glebowego).

Siedliskowy Typ Lasu	Powierzchnia (ha)	Udział (%)
Bs	42,33	0,3
Bśw	7 586,28	54,6
Bw	0,00	0,0
BMśw	4 360	31,4
BMw	20,26	0,1
LMśw	1 070,07	7,7
LMw	140,62	1,0
Lśw	348,53	2,5
Lw	295,33	2,1
Ol	16,57	0,1
Olj	30,64	0,2
Lł	0,94	0,0
Ogółem	13 911,57	100

Z wymienionych powyżej jednostek syntaksonomicznych powierzchniowo zdecydowanie dominuje subkontynentalny bór świeży. Oprócz lasów charakterystycznym rysem Kotliny Toruńskiej są powstałe w wyniku odlesień i dziś często porastające obszary wydymowe, murawy i wrzosowiska zaliczane do zespołów *Spergulo-Corynephorum*, *Festuco Koelerietum glaucae* oraz *Pohlio-Callunetum* i *Arctostaphylo-Callunetum*.

4.2.6 Badana jednostka gospodarcza - Nadleśnictwo Gniewkowo

Lasy Nadleśnictwa Gniewkowo wchodzą w skład kompleksu leśnego ciągnącego się z Torunia po Nakło, znanego jako Puszcza Bydgoska stanowią od dawnych lat własność państwową, jako tzw. bory królewskie. Na południe od kompleksu głównego następowało sukcesywne wylesianie pod uprawę rolną, stąd lesistość obszaru Kujaw była około 200 — 300 lat wstecz dwukrotnie wyższa. Występowały tam świetliste lasy mieszane sosnowo - dębowe, z udziałem modrzewia a w miejscach wilgotnych lasy olchowo - jesionowe z domieszką lipy i osiki.

Masowe wycinanie lasów na obszarze Kujaw następowało od XVII do XIX wieku. Powstające duże majątki ziemskie oraz akcja kolonizacyjna pruskich władz zaborczych przyczyniły się do obecnego zniekształcenia szczupłych zasobów przyrody i stepowienia Kujaw.

W 1898 skarb państwa pruskiego wykupił znaczne powierzchnie uboższych gruntów rolnych i do 1908 roku ponownie je zalesił. W tym okresie została zalesiona część kompleksu Rejna - Balczewo Obr. Gniewkowo oraz kompleksy obecnego Nadleśnictwa Miradz.

Obecne Nadleśnictwo powstało z dwu dawnych Nadleśnictw obecnie Obrębów Gniewkowo i Otłoczyn.

Obręb Gniewkowo - Nadleśnictwo o tej nazwie istniało na pewno przed drugą wojną światową, prawdopodobnie powstało około lat 1909 - 1910. W jego skład wchodziły lasy państwowe, własność Skarbu Państwa Pruskiego, od roku 1918 własność Skarbu Państwa Polskiego. W czasie działań wojennych w 1945 uległy zniszczeniu wraz z kroniką dokumenty Nadleśnictwa. Pierwsze dane liczbowe pochodzą z roku 1945, według nich Nadleśnictwo Gniewkowo obejmowało 6538,89 ha.

Obręb Otłoczyn - jako samodzielne Nadleśnictwo utworzono w 1909 roku pod nazwą Nadleśnictwo Toruń. W związku z przeniesieniem siedziby Nadleśnictwa, zmieniono w 1927 roku nazwę Nadleśnictwa na Popioły, a w roku 1959 na Nadleśnictwo Otłoczyn, pod którą to nazwą utrzymano obecny Obręb po reorganizacji w 1973 roku. 1909 roku w skład Nadleśnictwa weszły leśnictwa Rudak i Karczemka o powierzchni 3225,21 ha, przyłączone z Nadleśnictwa Cierpiszewo, z których 1792,27 ha stanowiły dawne lasy państwowe zaś pozostałe 1432,92 ha pomajątkowe, wykupione przez skarb pruski z innych majątków.

Obecnie zgodnie z planem gospodarki leśnej na okres gospodarczy 01.01.1998 – 31.12.2007 r. powierzchnia ogólna Nadleśnictwa Gniewkowo wynosi 22 858,59 ha, w tym powierzchnia leśna zalesiona 13 732,94 ha. W podziale na Obręby 65,13% stanowi areal Obrębu Otłoczyn a 34,87% Obrębu Gniewkowo. Powierzchnia leśna zalesiona zajmuje w Otłoczynie 6 848,19 ha, a w Gniewkowie 6 884,75ha. W podziale na kategorie ochronności lasy glebochronne zajmują na Obrębie Otłoczyn 3

678,55 ha a na Obrębie Gniewkowo 5 846,19 ha. Lasy wodochronne to odpowiednio 787,32 ha dla Otłoczyna i 529,24 ha dla Gniewkowa.

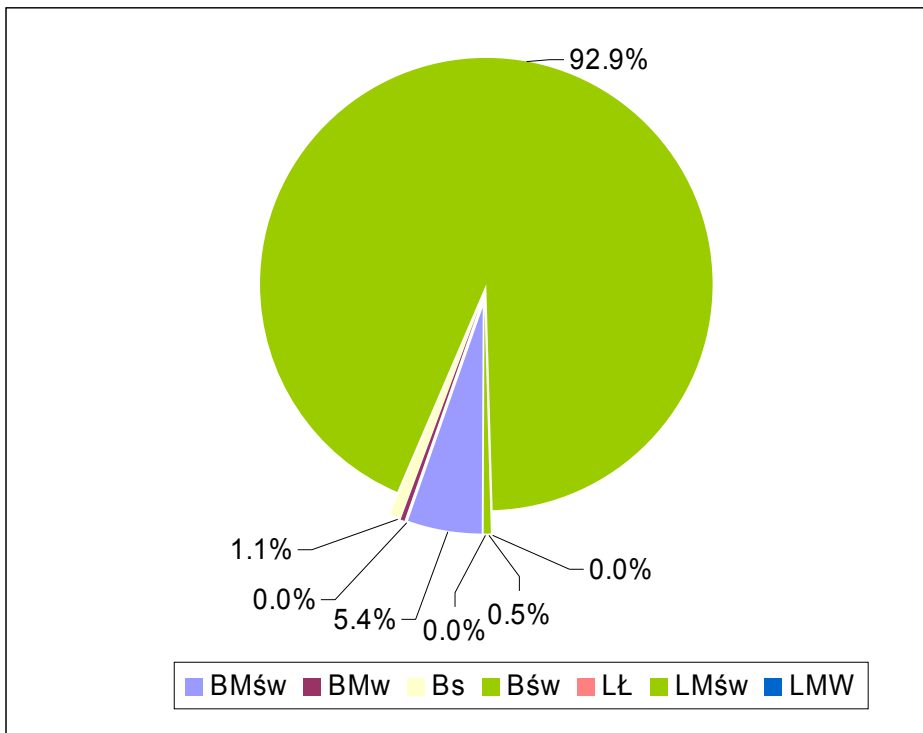
4.2.7 Powierzchnia badawcza Rudak - Otłoczyn

Stanowisko Rudak - Otłoczyn to kompleks lasów na granicy z szosą, polami uprawnymi i łąkami nadrzecznymi w leśnictwach Rudak i Otłoczyn (Nadleśnictwo Gniewkowo, obręb Otłoczyn). Jest on położony na południe od miasta Torunia, po obu stronach drogi krajowej nr 1 prowadzącej z Włocławka do Gdańska. Ten kompleks leśny graniczy na zachodzie i południu z obszarem użytkowanym jako poligon wojskowy. Od wschodu jego granica opiera się o dolinę Wisły zaś na północy o tereny miejskie miasta Torunia. Jego rozciągłość południkowa wynosi ok. 10 km a równoleżnikowa 6,2 km.

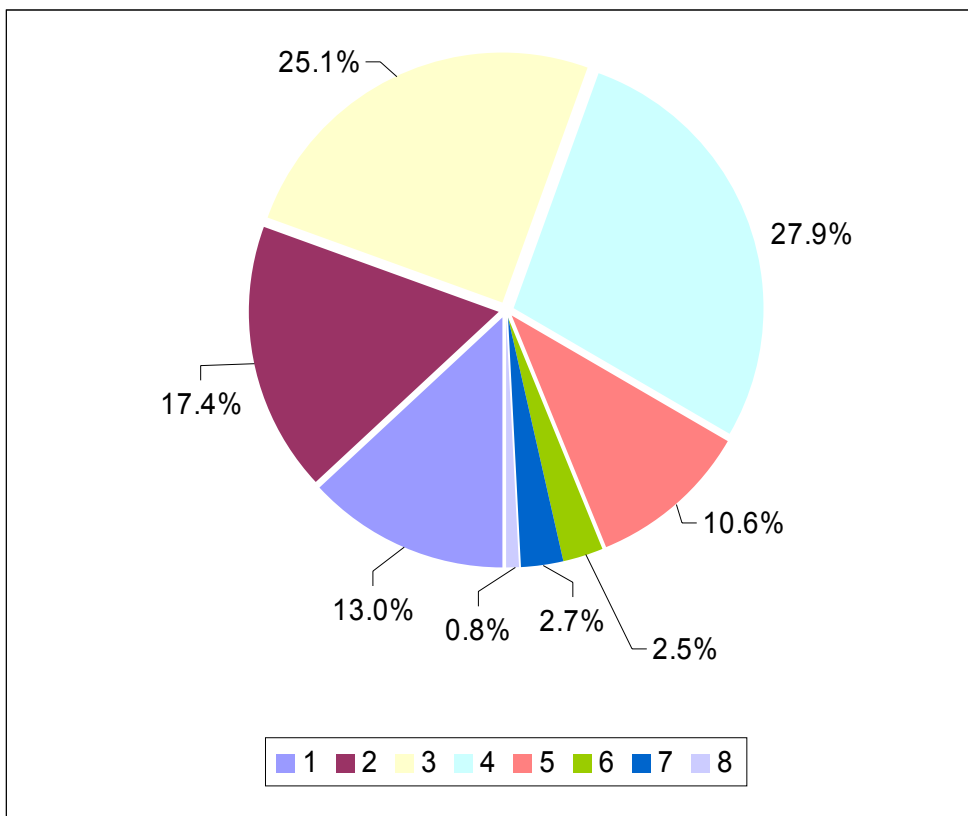
Powierzchnia badawcza Rudak - Otłoczyn to zwarty obszar leśny ciągnący się od granicy polno-leśnej na wschodzie na odległość około 6 km w głąb kompleksu leśnego. Leśnictwo Rudak obejmuje część północną a Otłoczyn południową powierzchni badawczej. Zwartą i stosunkowo niewielką, zlokalizowaną w leśnictwie Rudak - część tego areału (2% całości) stanowią lasy wtórne na gruntach porolnych. Obszar przecinają liczne korytarze w postaci dróg pożarowych, szerokich na odległość od kilkadziesiąt do kilkuset metrów przecinek, utworzonych na użytek budowy autostrady A1 i obwodnicy Torunia, tzw. Poligonówki. Obiekt obejmuje obszar o powierzchni 3 889,16ha.

Pod względem siedliskowym na opisywanym poligonie występuje 7 typów lasu, z których największy udział ma bór świeży (92,9%) i bór mieszany świeży (5,4%). Trzecią pozycję, zajmuje bór suchy, zajmujący około 1,1% powierzchni (Ryc. 43). Pozostałe typy siedliskowe lasu zajmują niewielkie powierzchnie i zlokalizowane są głównie w dolinach rzecznych i w pobliżu obiektów wodnych.

Drzewostany spotykane na tym stanowisku pogrupować można w 8 klas wiekowych (Ryc. 44). W roku 2000 największy odsetek stanowiły drzewa z 3 i 4 klasy wieku, co stanowiło odpowiednio 25,1% i 27,6% badanego terenu. Najmniejszy odsetek powierzchni terenu, to jest 0,8%, zajmują drzewostany najstarsze należące do 8 klasy wiekowej i zlokalizowane są w centralnej części Leśnictwa Rudak w oddziałach: 93c, 93d, 71c (w wieku 142 lat), na siedliskach boru świeżego i suchego.

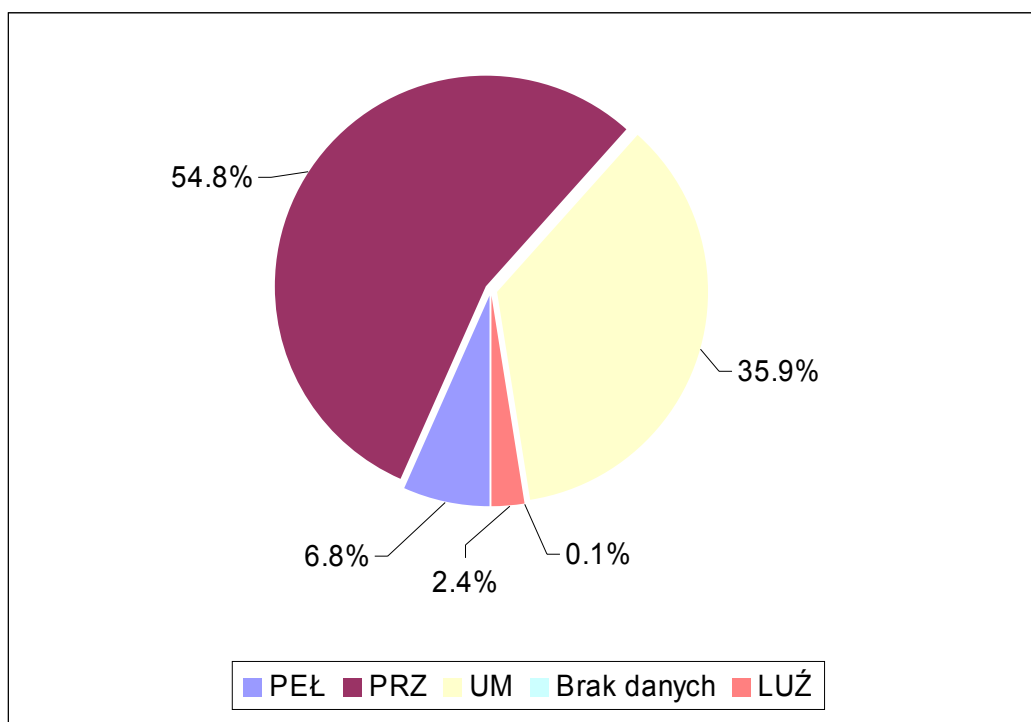


Ryc. 43. Udział typów siedliskowych lasów na powierzchni badawczej Rudak - Otłoczyn.



Ryc. 44. Udział klas wiekowych drzew na powierzchni badawczej Rudak – Otłoczyn.

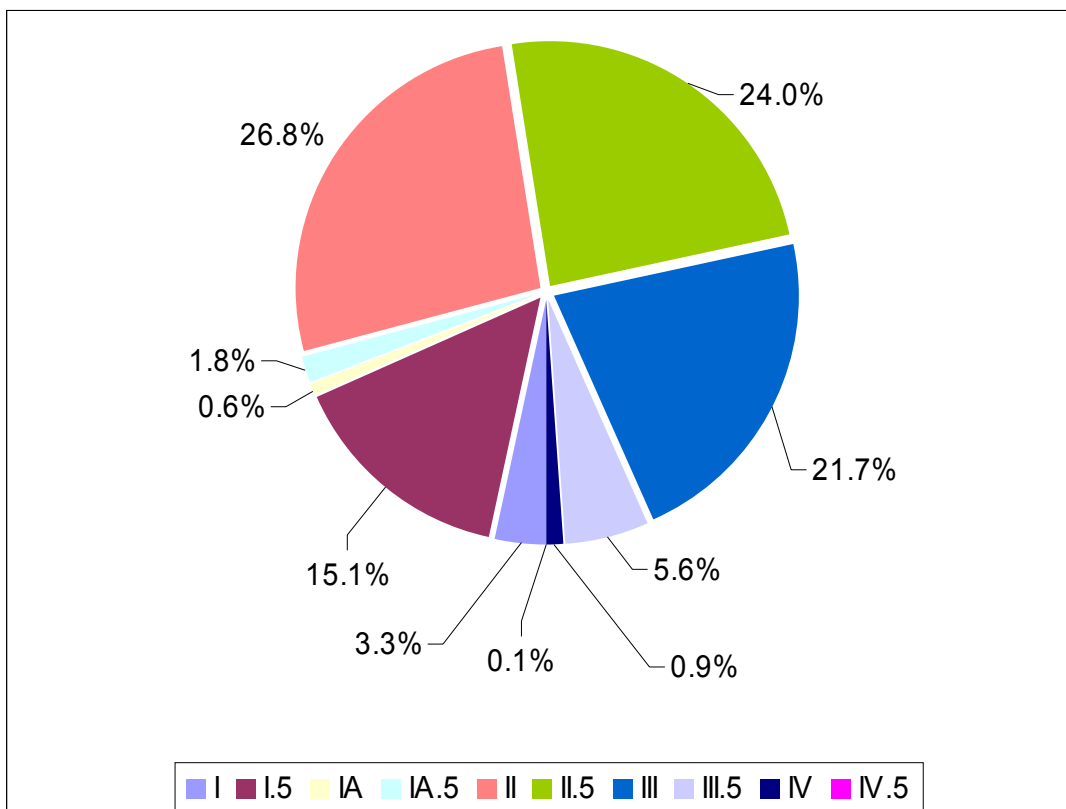
Drzewostany o przerzedzonym zwarciu stanowią tu 54,8%. Oprócz nich na powierzchni poligonu badawczego występują drzewostany o zwarcium umiarkowanym, zajmujące blisko 36% całego areалу oraz o zwarcium pełnym o udziale 6,8%. (Ryc. 45).



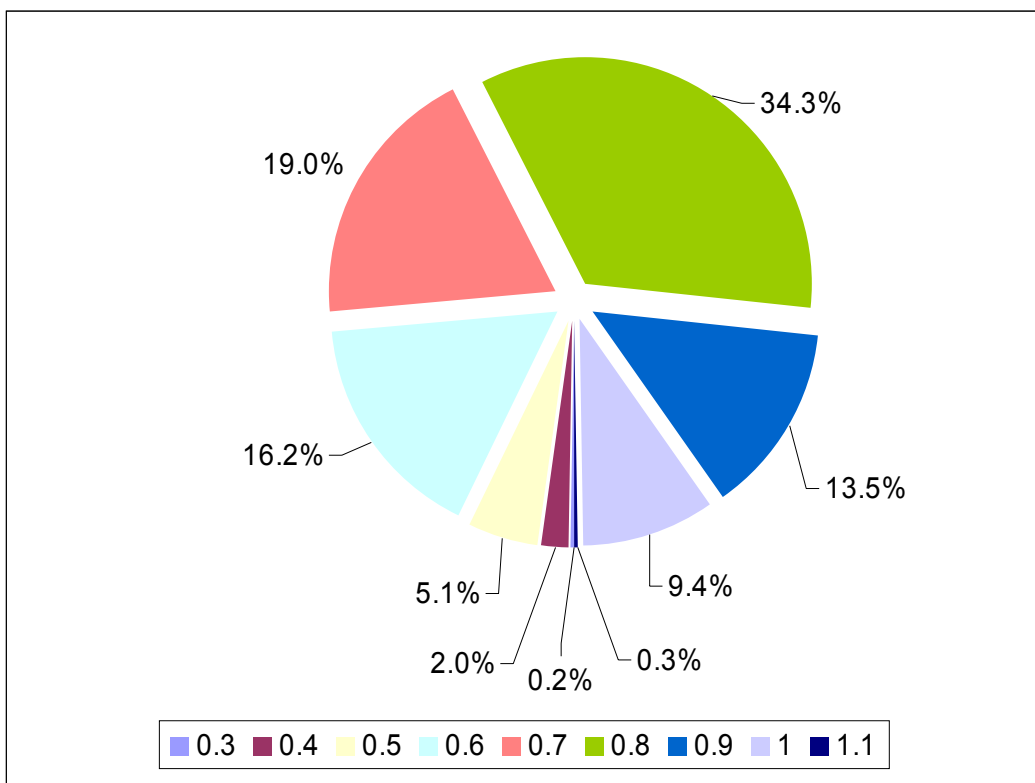
Ryc. 45. Udział typów zwarcia drzewostanów na powierzchni badawczej Rudak - Otłoczyn.

Wśród 11 klas bonitacji wyróżnionych na powierzchni badawczej przeważają drzewostany w II bonitacji zajmujące 26,8%. Klasy II.5 i III bonitacji stanowią odpowiednio po 26,8% oraz 21,7%. Udział klas I i I.5 stanowią łącznie niecałe 20%. Żadna pozostałych klas nie ma znaczącego udziału w powierzchni poligonu badawczego a ich łączny udział oszacowano na ok. 9% (Ryc. 46).

Pod względem intensywności zadrzewienia dominują drzewostany o współczynniku 0,8 zajmujące 34,3% powierzchni. O prawie połowę mniejszymi udziałami charakteryzują się pododdziały o zadrzewieniu rzędu 0,7 (około 19%). Znaczące udziały mają także drzewostany o zadrzewieniu równym 0,6 (16,2%) oraz 0,9 (13,5%) i 1,0 (9,4%). Pozostałe klasy zadrzewienia stanowiły 7,6% powierzchni poligonu badawczego (Ryc. 47).



Ryc. 46. Udziały klas bonitacji drzewostanów na powierzchni badawczej Rudak - Otłoczyn.



Ryc. 47. Udział klas stopni zadrzewienia na powierzchni badawczej Rudak - Otłoczyn.

5. Metody badań

Prace związane z pozyskaniem informacji o zmianach jakie zachodziły w krajobrazie i środowisku wymagały zastosowania informacji pochodzącej ze źródeł obejmujących swym zasięgiem przedział czasowy ograniczony datami 1874 – 2003. Głównym źródłem informacji były dla tak rozległego horyzontu czasowego mapy topograficzne z lat 1874-2000. Współczesny stan krajobrazu określano na podstawie leśnych map gospodarczych wykonanych w latach 1998-2000 oraz zobrazowania satelitarne Landsat 7 ETM+ z 2000 roku i IKONOS z 2003r. Informacje ze wszystkich źródeł zostały wprowadzone do systemu GIS celem dokładniejszego opisanie dawnej i współczesnej struktury krajobrazu i drzewostanów, zwłaszcza dla wybranych obszarów PNBT i poligonu Borne - Kopernica. Posiłowano się też informacjami na temat topografii powierzchni badawczych pochodzącymi z numerycznego modelu terenu DEM (Digital Elevation Model) dla obszaru Borów Tucholskich i Kotliny Toruńsko-Płockiej.

Przetwarzanie i obrabianie zdjęć satelitarnych oraz powstanie map możliwe było dzięki technologii stosowanej w Geograficznych Systemach Informacyjnych. W tym celu wykorzystano licencjonowane programy MicroStation, M.Station Descartes, ArcView 3.2 wraz z rozszerzeniami, IDRISI 14 KILIMANJARO i Statistica 5.0. Przeprowadzenie interaktywnych działań na mapach oraz zdjęciach satelitarnych umożliwiły aplikacje służące przetwarzaniu obrazów, takie jak ArcView Image Analyst, IDRISI KILIMANJARO i MStation DesCartes oraz Erdas Imagine. Przy pomocy wyżej wymienionych aplikacji przeprowadzano m.in. rektyfikację i kalibrację podkładów topograficznych i leśnych map gospodarczych oraz korekcję radiometryczną i geometryczną zobrazowań satelitarnych. Dokonano też lokalizacji poligonów badawczych na zdjęciach satelitarnych. Określono odpowiedź spektralną (czyli miarę odbicia promieniowania elektromagnetycznego) emitowaną przez różne drzewostany i pozostałe elementy pokrycia terenu. Obliczono także współczynnik indeksu biomasy, tzw. NDVI (Normalized Differential Vegetation Index) celem dookreślenia zasobności w masę zieloną. Działania te pozwoliły dla danego zdjęcia określić granice aktualnego zasięgu roślinności i jej zasobności w aparat asymilacyjny. Za pomocą standardowych metod stosowanych w ekologii krajobrazu określono dla wybranych poligonów wskaźniki różnorodności Shanonna i fragmentacji.

Przeprowadzone badania terenowe realizowano w oparciu o posiadany odbiornik GPS, za pomocą którego namierzono pozycje uszkodzonych drzew. Pozyskane w ten sposób pliki ze współrzędnymi wprowadzono do tworzonego systemu GIS. Etap prac przeprowadzonych w terenie wykonano w oparciu o bazę, którą stanowiła Stacja Ekologiczna UMK w Lasce oraz baza dydaktyczna UMK w Leśniczówce Popówka na terenie Nadleśnictwa Przymuszewo. Badania na terenach leśnych prowadzono w porozumieniu z RDLP w Toruniu i Dyрекcją PNBT. Wjazdów na tereny leśne dokonywano na podstawie aktualnych zezwoleń uzyskanych w jednostkach podległych w/w dyrekcjom, tj. w nadleśnic-

twach i w Dyrekcji PN „Bory Tucholskie”. Tam też przeprowadzono wywiad terenowy i niezbędne konsultacje mające na celu pogłębienie stanu wiedzy na temat badanych powierzchni.

Analizę zależności pomiędzy występowaniem szkód na skutek działania wiatru a takimi czynnikami środowiska jak typy siedliskowe i klasy bonitacji drzewostanu, zwarcie i zadrzewienie, wiek drzewostanu, typy gleb i inne przeprowadzono za pomocą programu IDRISI i Statistica oraz MS Excel. Informacje dotyczące wymienionych tu czynników środowiskowych pozyskano za pomocą kwerend SQL z Systemu Informatycznego Lasów Państwowych (SILP) oraz z bazy SIP Parku Narodowego „Bory Tucholskie”. Celem uściślenia tych informacji na wybranych powierzchniach badawczych wykonano zdjęcia fitosocjologiczne metodą Braun-Blanqueta.

Powyższe procedury doprowadziły do koniecznej (i pierwotnie założonej) komasacji istotnych informacji i redukcji nadmiaru mniej istotnych danych zawartych we wszystkich dostępnych źródłach.

5.1 Materiały źródłowe

Dla celów tej pracy, jako podstawowe źródła danych, posłużyły mapy: mapy topograficzne (w skali 1:25 tys.) oraz leśne mapy gospodarcze (w skali 1:20 tys. i 1:25 tys.). Założona dokładność opracowania mapy to maksymalnie 12,5 m dla skali mapy 1:25 tys. (Tab. 11). Tak przyjęta podstawowa podziałka odwzorowań dla potrzeb niniejszego opracowania umożliwiała, w zestawieniu z metodami obróbki cyfrowej posiadanego materiału badawczego, stosunkowo dokładne analizy.

Tab. 11. Mapy topograficzne i leśne mapy gospodarcze wykorzystane w pracy.

Lp.	Rodzaj mapy	Skala	Ilość arkuszy
1.	Mapy topograficzne w układzie 1965	1:25 000	15
2.	Mapy topograficzne w układzie 1965	1:10 000	4
2.	Pruskie mapy topograficzne - <i>Messtischblätter</i>	1:25 000	1
3.	Leśne mapy przeglądowe	1:20 000	7

Mapy wykorzystane w pracy opracowywane były zwykle w terenie za pomocą metody stolikowej lub systemem kameralnym, z wykorzystaniem zdjęć lotniczych i zastosowaniem procesu ich interpretacji. Służą zatem one jako materiały podstawowe do opracowania map o mniejszych podziałkach. Te zaś stają się mapami pochodnymi. Zlokalizowanie dowolnego obiektu na mapie w dokładniejszy sposób umożliwia powyższa, tak dobrana, duża skala odwzorowań.

5.1.1 Archiwalne materiały źródłowe w postaci pruskich mapy topograficznych.

Potrzeba posiadania dokładnych map topograficznych, wręcz niezbędnych w czasie prowadzenia wojny, skłoniła Królestwo Prus do rozpoczęcia prac nad dokładną mapą topograficzną państwa. Prace takie wszczęto po zakończeniu wojen napoleońskich, na początku XIX wieku. Odpowiedzialnością za przygotowanie szczegółowej instrukcji i pracami pomiarowymi obarczono Generalny Oddział Pomiarowy (niem. Die Generale Aufnahme - Abteilung) powołany do tego zadania w roku 1815. Niestety na pruską dokładność i solidność (niem. der preußische Zopf) podjęte wysiłki nie dawały jednak oczekiwanego rezultatu, tak że niedopracowane mapy nigdy nie ujrzały światła dziennego.

W roku 1875, czyli w dwadzieścia lat po zakończeniu prac nad zwanymi od tego momentu Prastarymi Mapami Stolikowymi [względnie pra-mapami (niem. Ur - Messtischblätter)], Prusacy podjęli kolejne próby nad pokryciem mapą topograficzną, znajdujących się wtedy pod ich zaborem ziem polskich. Opracowane do tego celu nowe instrukcje pomiarowe (Jankowski 1961a) dały rezultat w postaci opracowanych metodą zdjęcia topograficznego map. Wykonane w skali 1:25 tys. nazwane zostały zbiorem arkuszy stolikowych (niem. die Messtischblätter). Od roku 1871 do czasu zakończenia I wojny światowej produkcją tej mapy topograficznej zajmował się Wojskowy Instytut Kartograficzny, tzw. Pruska Geodezja (niem. Die Preußische Landesaufnahme). Następnie prace nad nią kontynuował cywilny już Geodezyjny Urząd Państwowy Rzeszy (niem. Das Reichsamt für Landesaufnahme) (Wąsowicz 1924). Łącznie w latach 1874 - 1930 ukazało się 1340 arkuszy tej mapy, mającej pokrycie dla obecnych terenów Polski (Jankowski 1961b).

Dla mapy tej przyjęto ostatecznie jako południk zerowy (od roku 1881) południk Greenwich 0° . Arkusze, mające wymiary 6' szerokości i 10' długości geograficznej, posiadają powierzchnie: dla arkuszy położonych w części północnej 116km^2 , a 140km^2 dla części południowej. Wymiar każdego arkusza zależy od jego usytuowania w siatce geograficznej, która wykonana jest w odwzorowaniu pruskim poliederycznym (wielościennie Miiffinga). Kształt każdego arkusza przyjmuje postać trapezu sferoidalnego (w odwzorowaniu pseudowalcowym trapezowym), co dla przyjętej skali 1: 25 tys. daje możliwość edycji boków równoleżnikowych jako linii prostych (Gasiewicz 1967; Churski i Galon 1996).

Na mapach archiwalnych użytych w tym opracowaniu średni błąd obliczenia odległości powinien wynieść wg. niektórych źródeł (Jankowski 1961b) $\pm 0,4\text{mm}$. Inne publikacje podają, iż jako dopuszczalny błąd maksymalny powinno się przyjmować podwójny błąd średni (Trautsohl 1958).

Fragmenty arkusza Kruszyn w wydaniu mapy w roku 1874 pokazuje Ryc. 48. Przedstawione na niej sygnatury wyrażały następujące formy użytkowania terenu: lasy (liściaste, iglaste i mieszane),

łąki, wrzosowiska, plantacje i szkółki, wody, bagna, nieużytki i pastwiska oraz winnice i chmielniki. Bardzo dokładnie, zważywszy na interwał cięcia poziomicowego 1,25 m odwzorowana została rzeźba terenu. Od roku 1874, czyli od pierwszego do ostatniego wydania mapy w roku 1930 znaki topograficzne zastosowane na jej użytek nie uległy zmianie.

Różne arkusze map topograficznych (Die Topographische Karte) w skali 1:25 tys., ze względu na to, iż w poszczególnych okresach ich wydawania stosowano odrębne systemy numeracji, charakteryzują trzy rodzaje godeł. W niniejszej pracy wykorzystano pierwsze wydanie tej mapy. Naniesione na niej godła arkuszy były kolejnymi liczbami w numeracji ciągłej wzrastającej z zachodu na wschód pasami na południe od arkusza nr 1 (o nazwie Nimmersatt na północ od Kłajpedy) do numeru około 7000 (Jankowski 1961b). Każdy arkusz nosił też nazwę większej miejscowości na nim występującej.

Wznowione wydania map zakupiono w Instytucie Geodezji i Kartografii w Berlinie. Do systemu GIS niniejszego opracowania wprowadzono jeden arkusz sekcji *Sect. Rollbick* 702 wydany w 1874 roku.



Ryc. 48. Fragment wykorzystanego w pracy arkusza *Rollbick*.

5.1.2. Mapa topograficzna w układzie 1965

Z początkiem lat 60 - tych ówczesne władze PRL podjęły decyzje o wycofaniu tajnego układu współrzędnych „1942” z powszechnego użytku. Zastąpiono go innym układem współrzędnych, nazwanym „Państwowym Układem Współrzędnych Płaskich 1965”, w skrócie „1965”. Ostatecznie przybrał on formę 5-ciu lokalnych układów odwzorowawczych obejmujących obszar Polski (Podlacha 1994). Jako powierzchnię odniesienia dla obliczeń geodezyjnych przyjęto elipsoidę Krassowskiego. Granice poszczególnych stref pokrywały się z obszarami niegdysiejszych województw. Wprowadzenie wzorów roboczych i współczynników niezbędne do przeliczeń pomiędzy układami „1942” i „1965” pozostały tajne do chwili wejścia w życie ustawy z dnia 22 stycznia 1999 r. o ochronie informacji niejawnych (Dz. U. 11 poz. 95 z późniejszymi zmianami).

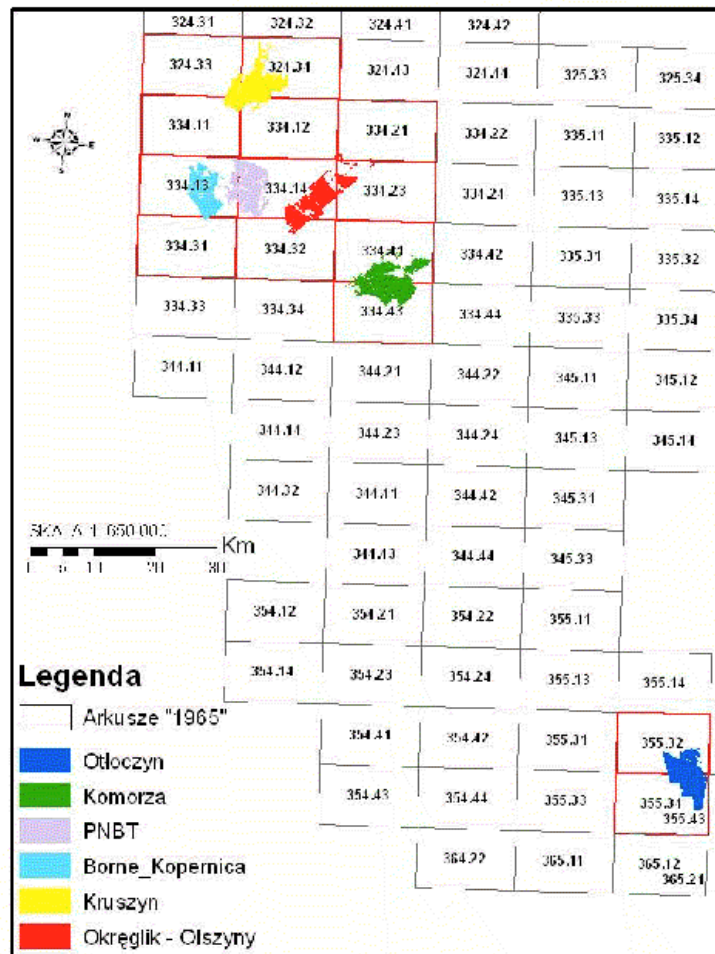
W układzie „1965” wydano mapy topograficzne w skalach 1 do 5 tys., 10 tys., 25 tys. i 1 do 50 tys. a mapy zasadnicze ukazywały się w skalach 1 do 5 tys. i 2 tys. oraz 1:1tys. i 0,5 tys. Arkusze

ich publikowane są w podziale na sekcje prostokątne i bez współrzędnych geograficznych. Zazwyczaj mapy w skali 1:25 000 przedstawiały powierzchnie 160 km² terenu o wymiarach 10 x 16 km. Arkusze tych map o wymiarach 55 x 80cm drukowane były w wersji 4-kolorowej. Mapy w większych skalach drukowane były w dwóch kolorach. W roku 1980 Główny Urząd Geodezji i Kartografii (GUGiK) zaczął wydawać w układzie „1965” mapy topograficzne dla potrzeb gospodarki w skali 1:25 tys. przeredagowując mapy w skali 1:10 tys. Do roku 1990 stanowiły one pokrycie dla 70% powierzchni Polski (Kacprzak 1994). Na potrzeby tego opracowania wykorzystano 15 map w skali 1:25 000 z aktualnością na lata 1976 - 1985 oraz 4 mapy w skali 1:10 000 obszaru Parku Narodowego „Bory Tucholskie”. Dwa położone w północnej części obszaru badań arkusze (Lipnica i Dziemiany) wydrukowane zostały w konwencji dwukolorowej (Tab. 12).

Biorąc pod uwagę użytkowanie terenu na analizowanych mapach znakami umownymi zostały przedstawione następujące kategorie: wody, bagna i torfowiska, lasy w podziale na liściaste, iglaste i mieszane, zręby i młodniki, łąki i nieużytki, sady, plantacje i szkółki oraz sady. Ponadto przedstawiono szereg elementów liniowych: linie kolejowe, szosy, drogi i ścieżki w podziale na kilka podkategorii.

Tab. 12. Wykorzystane mapy topograficzne w skali 1:25 000 w układzie „1965”.

Lp.	Godło U1965	Rok wydania	Nazwa Arkusza
1	324.33	1976	Lipnica
2	334.11	1985	Swornegacie
3	334.13	1965	Konarzyny
4	334.31	1985	Charzykowy
5	324.34	1976	Dziemiany
6	334.12	1985	Brusy
7	334.14	1985	Męcikal
8	334.32	1985	Chojnice
9	334.21	1977	Karsin
10	334.41	1977	Legbąd
11	334.42	1979	Śliwice
12	334.43	1977	Tuchola Płn.
13	334.44	1979	Łązek
14	355.32	1980	Toruń
15	355.34	1981	Aleksandrów Kuj.



Ryc. 49. Położenie stanowisk badawczych względem arkuszy map w układzie 1965 wykorzystanych w pracy.

5.1.3 Leśne mapy przeglądowe i operaty urządzania lasu (1997-2001)

W Głównym Urzędzie Geodezji i Kartografii (GUGiK) zostały opracowane techniczne wytyczne i instrukcje (K-3) dotyczące map tematycznych. Według nich są one opracowaniami kartograficznymi, których głównymi zadaniami są nakreślenie i przedstawienie określonych treści geograficznych, przyrodniczych lub społeczno-gospodarczych. Treści te pokazane zostają na odpowiednim tle, którymi są zwykle mapy fizyczno - geograficzne bądź topograficzne. Przy opracowaniach wymagających większej dokładności rolę „podkładu” odgrywają mapy zasadnicze lub tylko poszczególne elementy tych map (Osowski i in. 1984; Flis 1991).

Leśne mapy gospodarcze należą do następujących grup map tematycznych (Ratajski 1989):

- zespołów: społeczno-gospodarczego,
- grup: map gospodarczych,
- podgrup: rolnictwa.

Leśne mapy gospodarcze powstają na podkładzie mapy zasadniczej w skali 1:5 tys. w układzie współrzędnych „PUWP 1965”. Jako podkład pierwotny, wykonany za pomocą pomiarów geodezyjnych w terenie, posiada dużą dokładność i maksymalny błąd, które wynikają z instrukcji, na podstawie której został sporządzony. Metodą kolejnych pomniejszeń na bazie wyżej wspomnianych map powstają mapy gospodarczo-przeładowe (1:10 tys.) i mapy przeładowe (w skali 1:20 tys.) dla obrębu leśnego bądź nadleśnictwa.

Na operat urządzania lasu składa się między innymi przeładowa mapa nadleśnictwa, informująca o rozmieszczeniu przestrzennym obszarów podlegających urządzaniu leśnemu (obróbu lub nadleśnictwa). Mapy te często stanowią podkład do przygotowania przeładowych map tematycznych, które ilustrują określone dane z operatu urządzania (Kukuła i in. 1997). Przeładowe mapy Obrębu obrazują formy działalności gospodarczej człowieka i ich skutki na danym obszarze. Szczegóły sytuacji wewnętrznej zostają przeniesione tu z mapy gospodarczej. Opis wydziałów leśnych zawiera: numer oddziału, literę pododdziału, skrócony opis drzewostanu (wiek i gatunek dominujący).

Kategorie użytkowania, jakie wyróżnia się na tych mapach to:

- grunty leśne: grunty zalesione i nie zalesione
- użytki rolne: role, łąki, pastwiska,
- nieużytki: np. bagna,
- wody: stawy, jeziora,
- tereny inne: pasy przeciwpożarowe.

Najmniejszą i podstawową jednostką wydziału leśnego, braną pod uwagę jako pole podstawowe również w tym opracowaniu jest pododdział. Powstaje on w wyniku inwentaryzacji taksacyjnej. Jednym z warunków jego wyboru jest, w przypadku gruntów nieleśnych i leśnych (położonych wśród nieleśnych), minimalna powierzchnia wydziału, tj. 0,10 ha. Innymi kryteriami, na podstawie których wydziału się dany pododdział, są różnice w:

- siedliskowym typie lasu,
- wieku drzewostan (tu podzielonym na klasy co 10 lat),
- składzie gatunkowym,
- stopniu zadrzewienia,
- klasie bonitacji drzewostanowej (Instrukcja Urządzania Lasu 1970).

Plany urządzania lasu stanowią element gospodarki leśnej na danym terenie sporządza się je na okres 10 lat. Bruchwald i in. (1998) podają, że skład takiego planu urządzania jest następujący:

- elaborat, czyli tzw. część ogólna. Zawiera on rys historyczny opisywanej jednostki (nadleśnictwa, obrębu ewidencyjnego), a także informacje o granicach, podziale powierzchniowym, położeniu, stanie posiadania, zasobach nadleśnictwa i inne,

- plan zagospodarowania lasu dla Obrębów leśnych, naświetlający plan użytkowania, hodowli i ochrony lasu,

- **dane inwentaryzacyjne dla poszczególnych obrębów**,

- operaty dla leśniczych,

- materiały kartograficzne.

Kluczowe dla tej pracy, szczegółowe dane inwentaryzacyjne uwzględnione w operacie zawierają informacje o:

- strukturze (budowie) pionowej drzewostanu,

- składzie gatunkowym,

- siedlisku,

- zmieszaniu,

- wieku,

- stopniu zadrzewienia,

- zwarcia,

- średniej bonitacji siedliska,

- pochodzeniu drzewostanu.

Dane te informują użytkownika SILP między innymi o udziale poszczególnych gatunków w każdym piętrze drzewostanu (Kategoria: Skład gatunkowy). Znajdujemy też informacje o stopniu wykorzystania:

1. przestrzeni przez korony drzew w sklepieniu lasu (kategoria Zwarcie),

2. aktualnych możliwości produkcyjnych drzewostanu (kategoria Zadrzewienie).

Określa się tu także klasę bonitacji wzrostowej w składzie gatunkowym drzewostanu dotyczącą wszystkich gatunków drzew. Miarą jakości warunków produkcyjnych oraz stopnia żyzności siedliska istniejących w danym wydzieleniu leśnym jest bonitacja (Kukuła 1997). Oprócz wymienionych tu cech drzewostanu przypisanych do pododdziału w osobnym polu wyszczególnia się jego powierzchnię.

Wykorzystane w niniejszej pracy leśne mapy przeglądowe wraz z operatami urządzania lasu przedstawiono w Tab. 13.

Tab. 13. Wykaz wykorzystanych leśnych map przeglądowych dla poligonów badawczych.

Lp.	Wydane [rok]	Skala	Nadleśnictwo / Park Narodowy; Obręb	Poligon badawczy
1.	1999	1:20000	Nadleśnictwo Przymuszewo; Obręb Przymuszewo	Kruszyn
2.	1999	1:20000	Nadleśnictwo Przymuszewo; Obręb Laska	Borne-Kopernica
3.	2001	1:20000	Park Narodowy Bory Tucholskie	PN BT
4.	1997	1:20000	Nadleśnictwo Rytel; Obręb Rytel	Okreglik - Olszyny
5.	1997	1:20000	Nadleśnictwo Rytel; Obręb Klosnowo	Borne - Kopernica
6.	1999	1:20000	Nadleśnictwo Czersk; Obręb Giełdoń	Okreglik - Olszyny
7.	1998	1:20000	Nadleśnictwo Woziwoda; Obręb Woziwoda	Komorza
8.	1998	1:20000	Nadleśnictwo Gniewkowo; Obręb Otłoczyn	Otłoczyn

Wszystkie wykorzystane leśne mapy gospodarcze wraz z operatami urządzania lasu zostały pozyskane z siedziby nadleśnictw, Regionalnej Dyrekcji Lasów Państwowych w Toruniu, Archiwów Państwowych w Toruniu, Bydgoszczy i Chojnicach, Dyrekcji PN „Bory Tucholskie” oraz zbiorów osób prywatnych.

5.1.4 Dane teledetekcyjne

Teledetekcja jest metodą pomiarową, która umożliwia pozyskiwanie danych oraz rozpoznanie i badanie obiektów lub zjawisk na odległość (Ciołkosz 1989). Dane teledetekcyjne począwszy od lat siedemdziesiątych ubiegłego wieku stają się z biegiem czasu coraz tańsze. Wzrasta także ich dostępność (także w Internecie). Same w sobie są istotnym źródłem wiedzy, dającej się zastosować w wieloraki sposób w Systemach Informacji Geograficznej (GIS).

Za pomocą teledetekcji można badać interakcje pomiędzy różnymi obiektami i zjawiskami oraz analizować zachodzące w nich zmiany. Najbardziej znanymi pracami teoretycznymi w literaturze polskiej na ten temat są pozycje takich autorów jak Ciołkosz i Kęsik (1989), Drury (1990), Furmańczyk (1980), Olędzki (1993), Sitek (1997).

Do najczęstszych zastosowań satelitów w dziedzinie badań środowiskowych należą badania dotyczące monitoringu i waloryzacji ekosystemów leśnych. Szczególnie ważnymi dla niniejszego opracowania są prace opisujące krajobraz leśny, zniekształcony na skutek różnych czynników np. procesów wylesiania i wiatrolomów (Mertens i Lambin 1997; Mouysset 2001; Ochoa-Gaona i Gonzales-Espinosa 2000; Ramsey i in. 2001; Schwarz i in. 2003; Zawila-Niedźwiecki 1994b; Mukai i Hasegawa 2000), oraz badania obejmujące swą tematyką takie zagadnienia jak zalesianie gruntów po-

rolnych i posługujące się metodami mapowania lasów wtórnych a także analizy określające wiek drzewostanów (Fiorella i Ripple 1993; Hudak i in. 2002; Kunz i in. 2000; Kimes i in. 1998 i 1999; Nelson i in. 2000; Sader i in. 1989). Do metod teledetekcyjnych należą zabiegi mapowania z pułapu niższego niż satelitarny. Tak więc ze zdjęć lotniczych obszarów z drzewostanem iglastym korzystali Scarr i in. (2003) mapując teren nawiedzony przez klęskę śniegołomu.

Możliwości wybranych satelitów analizowane były także pod kątem oceny uszkodzenia drzewostanów przez Rock i Ardó (1993) bądź oceny interakcji zmieniającego się klimatu z drzewostanami lasów borealnych (Masek 2001). Sukcesję w lasach tropikalnych górskich badaną przy pomocy danych satelitarnych opisali Helmer i in. (2000). Pod kątem szacowania produkcji leśnej dane takie wykorzystali też Wilson i Sader (2002) oraz Sader i in. (2003). Zmianami fragmentacji krajobrazu leśnego zajęli się Fuller (2001), Hansen i in. (2001) oraz Tanser i Palmer (1999).

5.1.4.1 Charakterystyka wybranych zobrazowań satelitarnych i Landsat ETM+

Dla celów analitycznych niniejszej pracy zdecydowano o wyborze dwóch zobrazowań satelitarnych, charakteryzujących się określonymi cechami i parametrami pożądanymi dla tego rodzaju badań środowiskowych. Wybrane zostały: zobrazowanie satelitarne Landsat dla większości poligonów badawczych oraz zobrazowanie z satelity IKONOS dla fragmentu Parku Narodowego „Bory Tucholskie” i jego otuliny.

Cechy, na podstawie których dokonano wyboru zobrazowań to przede wszystkim typy ich rozdzielczości, a także dostępność i cena danego obrazu.

Pierwsza z cech, to znaczy **rozdzielczość**, która ma wpływ m.in. na sposób wykorzystania danego obrazu i jego przeznaczenie, dzieli się na cztery następujące typy:

- przestrzenną (terenowy rozmiar piksela),
- spektralną (liczba zakresów rejestrowanego promieniowania),
- radiometryczną (liczba poziomów, na które podzielony jest zakres odbieranego sygnału),
- czasową (częstotliwość pozyskania informacji z tego samego obszaru).

Kierując się tymi cechami, wybrano satelitę amerykańskiego Landsat 7 ETM+.

Na taką decyzję miały wpływ:

- jego rozdzielczość przestrzenna (30m) - odpowiednia przy badaniach cech krajobrazu,
- rozdzielczość spektralna, jest dwa razy większa niż liczba kanałów w przypadku np. satelity francuskiego SPOT,

- wielkość obszaru rejestracji – jego wymiar 185x185 - był blisko dziesięć razy większy niż w przypadku francuskiego SPOT'a,
- stosunkowo niska cena (zniżka dla badań akademickich) oraz dostępność czasowa zdjęć.

Drugim z wybranych zobrazowań satelitarnych był IKONOS.

W tym przypadku koronnym argumentem „za”, przeważającym nawet bardzo wysoką cenę za 1km² była jego duża rozdzielczość przestrzenna (1m i 4m), która okazała się bardzo przydatna w planowanych badaniach.

Szczegółową charakterystykę analizowanych danych pod względem ich parametrów technicznych zawierają następujące podrozdziały rozprawy. Wykorzystane w tej pracy satelitarne dane teledetekcyjne znajdują się w Tab. 14.

Tab. 14. Wykaz wykorzystanych zobrazowań satelitarnych.

Data	Satelita	Numer sceny	Rewizyta [dni]
08.08.2003	Ikonos	-	11
13.06.2000	Landsat ETM+	190-23	16

źródło: <http://eurimage.com>

Metodą interpretacji zdjęć wielospektralnych, zastosowaną w niniejszym opracowaniu było układanie i analiza kompozycji barwnych, tworzonych z wyciągów spektralnych. Dane teledetekcyjne mogą być analizowane na podstawie obrazów tego samego terenu, zarejestrowanych w tym samym czasie, lecz w różnych przedziałach promieniowania widzialnego i niewidzialnego. Informacja o fotografowanym terenie, zawarta w poszczególnych wyciągach spektralnych jest dzięki nim bogatsza, pozwala na dokładną analizę oraz poszerza wachlarz możliwości użycia treści niesionych przez poszczególne kanały spektralne (Pilich 1998).

Celem przedstawienia wybranych powierzchni badawczych na tle danych teledetekcyjnych (satelitarnych) zostały wykonane metodą RGB kompozycje barwne, złożone z kanałów o jak największej pojemności informacyjnej. Dobór kanałów odbywał się metodą selekcji, począwszy od kompozycji w barwach naturalnych (RGB=321, Landsat ETM), które nie znajdują zbyt wielu zastosowań, a skończywszy na kompozycjach w barwach fałszywych (nierzeczywistych) takich jak RGB=742 czy 745. Wykorzystaniu nie podlegał wcale kanał 6, tzw. termalny i panchromatyczny (kanał 8). Zastosowanie takich właśnie kombinacji kanałów spektralnych pozwala na ogląd powierzchni odwzorowanego terenu w barwach niezgodnych z rzeczywistością (np. grunty orne są różowo – fioletowe, a wody - ciemno granatowe), ale za to dający obraz bardzo różnorodny i niosący ze sobą dużo cennych informacji (np. położenie i wygląd powierzchni zdegradowanych albo nawiedzonych klęską wiatrołomów czy wiatrowałów) i pozwalających się w różny sposób interpretować.

Kolory widoczne na tych kompozycjach zmieniają się w zależności od pory roku, sezonu wegetacyjnego (np. tzw. zakwity jezior, opadanie liści) czy rodzaju upraw.

Rodzajów analiz kompozycji barwnych pochodzących z zobrażeń satelitarnych dla potrzeb badań środowiskowych bądź krajobrazowych jest wiele. Obrazy te wpasowane (zrektyfikowane) w określony układ współrzędnych geodezyjnych dają mapy satelitarne obrazowe (Lewiński 1994, 2000; Mróz 2000). Dla podobnych potrzeb zastosować można metodę manualnej interpretacji, uzyskując mapy jednostek fotomorficznych (Olędzki 1992). Zastosowane tu metody należą do metod analiz cyfrowych (Mouysset 2001; Mozgawa 2003a, b, 2004; Mukai i Hasegawa 2000; Swain i Davis 1978; Richards 1986; Marion 1991) przeprowadzonych komputerowo. Celem ich było uzyskanie wskaźnika różnych wskaźników tekstury krajobrazu oraz indeksu NDVI.

Przy realizacji niniejszej pracy wykorzystano zobrażowanie z satelity Landsat, 3-ciej generacji. Satelita ten z numerem 7, ze skanerem ETM+ został wystrzelony 15 kwietnia 1999 roku. Obiega Ziemię co 16 dni po orbicie na wysokości 705 km. Skaner omawianego satelity, oprócz rejestracji w zbliżonych przedziałach co poprzedni Landsat 4 i 5, rejestruje także obraz panchromatyczny o rozdzielczości 15 metrów (Tab. 15).

Wykorzystałem scenę ze skanera z maja 2000. Na początku czerwca 2003 roku satelita Landsat ETM+ uległ awarii i od tego czasu nie można pozyskać z niego obrazów.

Tab. 15. Zakresy spektralne kanałów satelity Landsat sensora ETM+.

Kanał	Długość fali (urn)	Rozdzielczość
ETM1	0,450-0,515	30
ETM2	0,525-0,605	30
ETM3	0,630-0,690	30
ETM4	0,750-0,900	30
ETM5	1,550-1,750	30
ETM7	2,080-2,350	30
ETM6	10,400-12,500	60
ETM PAN	0,520- 0,900	15

źródło: <http://www.gsfc.nasa.gov>

5.1.4.2 Satelita IKONOS

Został on wystrzelony 24 września 1999 roku jako satelita amerykański. IKONOS jest pierwszym komercyjnym satelitą o maksymalnej rozdzielczości 1 metra. W trybie wielospektralnym rozdzielczość jego wynosi 4 metry. Rejestracji terenu z rozdzielczością 1 metra satelita IKONOS dokonuje w modzie panchromatycznej. Obrazy rejestrowane są jako pasy o orientacji północ-południe z maksymalną szerokością 11 km. Przedziały promieniowania jakie rejestruje IKONOS prezentuje Tab. 16. Jeden zarejestrowany obraz panchromatyczny ma wymiary 11000 x 11000 pikseli, o głębokości 11 bitów. IKONOS poruszając się z prędkością 7km/s okrąża Ziemię 14 razy w ciągu doby po

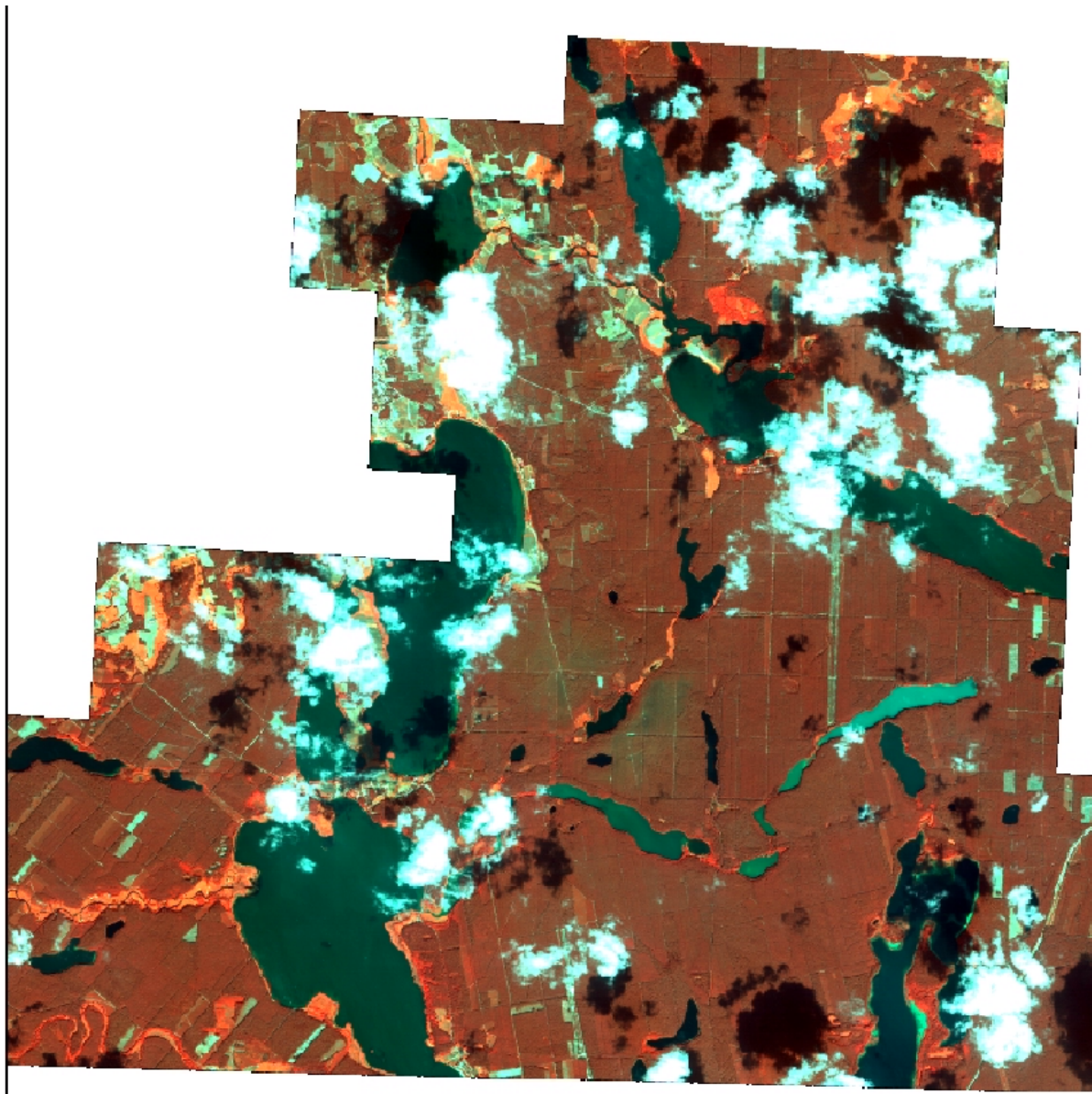
orbicie synchronizowanej z ruchem Słońca. Dane techniczne tego satelity zawarte są w opracowaniach Lacha i Polaka (1999), Sujkowskiej i Kaczyńskiego (1999), oraz Toutin'a i Cheng'a (2000).

Tab. 16. Zakresy spektralne kanałów satelity IKONOS.

Kanał	Rozdzielczość [m]	Długość fali [nm]
1 B	4	0,45 - 0,52
2 G	4	0,52 - 0,60
3 R	4	0,63 - 0,69
4 IR	4	0,76 - 0,90
panchromatyczny	1	0,45 - 0,90

źródło: <http://eurimage.com>

Scenę wykorzystaną w niniejszej pracy zarejestrowano z IKONOSA w dniu 5.VIII.2003 roku. Obraz z tego dnia jest nieznacznie zachmurzony (< 20%). Obejmuje on obszar prawie całego Parku Narodowego „Bory Tucholskie” oraz terenów położonych po jego zachodniej stronie za jeziorem Charzykowskim (Ryc. 50). Poza zastosowaniami w czysto komercyjnych celach (Spiropoulos 1999; Lach 1999) coraz częściej napotkać można - mimo wysokiej ceny - zastosowania obrazów pochodzących z IKONOSA w naukach przyrodniczych. W badaniach nad obszarami leśnymi użyto go między innymi do analizowania struktury koron drzew lasów Amazonii (Asner i in. 2002; Asner i Warner w druku) i procesów wybiórczej deforestacji zachodzących na wyspach Salomona i Nowej Georgii w lasach tropikalnych (Furusawa i in. 2004) czy kalifornijskich ekosystemów sawannowych oraz lasów Florydy (Kim i in. 2006). Wykorzystano go także do badań nad wymieraniem lasów tropikalnych (Read i in. 2003) i deszczowych lasów Kostaryki (Clark i in. 2004). Teksturą borów szpilkowych z *Pseudotsuga douglasii* w kanadyjskiej prowincji Kolumbia Brytyjska zajmowali się Franklin i in. (2001), a oceną indeksu powierzchni liści w zdegradowanych lasach mangrowych u pacyficznych wybrzeży Meksyku Kovacs i in. (2004, 2005). Zdjęcia z satelity IKONOS stosowane były do oceny powierzchni asymilacyjnej plantacji winorośli w Kalifornii (Johnson 2003; Johnson i in. 2003). Oceny spadku produkcji biomasy w uprawach żurawiny na obszarach leśnych stanu New Jersey w USA podjęli się przy zastosowaniu zobrażeń IKONOSA Oudemans i in. (2002). Badaniami wykorzystującymi zobrazenia pochodzące z tego satelity objęto także rafy koralowe w rejonie Karaibów meksykańskich (Garza-Perez i in. 2004). Oprócz badań ściśle dotyczących świata przyrody żywej kanały tego satelity wykorzystane zostały do badań nad mapowaniem i strukturą osuwisk gruntu w Hong Kongu (Nichol i Wong 2005). Jego wysoka, bo 1- i 4-metrowa rozdzielczość pozwoliła na wykorzystanie go przy badaniach wieku drzewostanów na postawie agregacji poszczególnych koron drzew (Nelson i in. 2002, 2004, 2005) widocznych na jego zobrażeniach.



Ryc. 50. Scena IKONOSA dla stanowisk badawczych PNBT i Borne – Kopernica.

5.1.5. Numeryczny model wysokości DEM

W niniejszej pracy wykorzystany został cyfrowy model terenu (tzw. DEM lub DTM), umożliwiający przeprowadzenie analizy na danych trójwymiarowych. Przedmiot, jakim jest numeryczny model wysokości (terenu) może być zdefiniowany jako zbiór odpowiednio wybranych punktów powierzchni terenu, z przypisanymi do nich współrzędnymi X, Y, Z. Do tak dobranego zbioru przypisane są algorytmy interpolacyjne, realizujące odtworzenie kształtu tak zdefiniowanej powierzchni (Korpetta 2000).

Istnieje wiele (Kraak i in. 1998; Magnuszewski 1999; Mitchell 1999; Urbański 1997; Zawila – Niedźwiecki i Glasenapp 1994; Nowak 2001) sposobów budowy takiego modelu wysokości. Może on powstać na skutek zabiegów stosowanych w fotogrametrii z wykorzystaniem zdjęć lotniczych

bądź wysokorozdzielczych zobrazowań satelitarnych i jest to najbardziej optymalna jak dotąd metoda (zarówno pod względem kosztów jak i dokładności). Innym sposobem jest ręczna lub automatyczna digitalizacja poziomic i punktów triangulacyjnych sczytanych z map topograficznych. Ze względu na małą dokładność i bardzo dużą pracochłonność metoda ta nie zyskała zbyt wielkiej popularności. Dla obszarów o mniejszej powierzchni stosować można metodę bezpośredniego pomiaru różnic wysokości w terenie. W tym przypadku uzyskuje się największą dokładność przy największych kosztach wytworzenia DEM'u.

Trójpodział obowiązuje też w zależności od reprezentacji cyfrowej zobrazowanej powierzchni terenu. Weibel i Heller (1991) wyróżniają 3 typy rodzaje cyfrowego modelu wysokościowego: 1 - poziomicowy, 2 - triangulacyjny (TIN), 3 - macierzowy (rastrowy).

Istnieje także podział tychże modeli ze względu na zasób niesionej informacji (Kraak i in. 1998). Wyróżnia się modele typu:

- cyfrowy model wysokości; DEM (ang. Digital Elevation Model) – zawierające wyłącznie informacje o wysokości punktów,
- cyfrowy model terenu; DTM (ang. Digital Terrain Model, względnie ang. Digital Topographic Model (Garza-Perez i in. 2004)) – zawierające oprócz wartości wysokości informacje o topografii, np. o istniejących skarpach czy innych nieciągłościach terenu.

Dokładność zawartej w danych cyfrowych informacji została także sklasyfikowana w zakresie istniejących modeli wysokości w trojaki sposób. Istnieją modele realizowane dla trzech poziomów w układzie WGS 84. Poziom zerowy (dted0) oznacza, że wymiar piksela, dla którego środka obliczono wysokość bezwzględną wynosi 1km (~30' kątowych). Poziom pierwszy (dted1) charakteryzuje się rozdzielczością 100-metrową (~3' kątove). Drugi poziom (dted2) - najdokładniejszy – oznacza 30-metrowy piksel (~1' kątowa), na podstawie którego uzyskano pożądaną wysokość.

Tak jak ten ostatni, zdefiniowano właśnie pozyskane z Wojskowego Ośrodka Geodezji i Teledetekcji w Warszawie numeryczne dane wysokościowe (DEM) obejmujące swym zasięgiem obszar Borów Tucholskich i okolic. Wykorzystany w tym opracowaniu model powstał w wyniku fotogrametrycznej obróbki stereopar zdjęć lotniczych.

Przydatność informacji pozyskanych na podstawie modeli wysokości potwierdza fakt popularności tego źródła w stosowanych coraz częściej systemach geoinformacyjnych. Wiąże się to z wielorakością operacji i ich wyników, jakie można uzyskać po zabiegach dokonanych na tego typu modelach. DEM stanowi na przykład podstawę budowy cyfrowej ortofotomapy (Król 1994), lub też może być łączony z bazą danych zawierającą informacje o użytkowaniu terenu

Pozwala on na automatyczne obliczenie: spadków, ekspozycji stoków, przekrojów przez te-

ren. Można dokonywać z jego pomocą wiele ciekawych wizualizacji, z możliwością wyboru kąta nachylenia terenu, kąta położenie słońca (cieniowanie stoków) itp.

5.1.6 System Informacji Przestrzennej w Lasach Państwowych RP

Opracowanie i wdrażanie systemów informacji przestrzennej (SIP) w Polskich Lasach Państwowych ma już kilkudziesięcioletnią tradycję. Początki systemu określić można na czas połowy lat 60-tych ubiegłego wieku w Stanach Zjednoczonych. System powstawał m.in. na bazie oprogramowania ArcInfo w Instytucie Badań Środowiskowych (ESRI) w Redlands (Kalifornia) za sprawą Jacka Dangemonda, dyrektora tej placówki naukowej. W początku lat 70 – tych w Polsce powstały 3 - nie wdrożone zresztą nigdy z powodu braku sprzętu komputerowego – niezależne projekty Systemy Informacji o Terenie (SIT) pod nazwą TEREN oraz SINUS i Systemy Informacji o Ukształtowaniu Środowiska Przyrodniczego (Olenderek i Korpetta 1991; Kamińska 2000) opracowane w ramach programu CPBP 04.10 „Ochrona i kształtowanie środowiska przyrodniczego” w Instytucie Geodezji i Kartografii. Tworzony od tego czasu bank danych był podstawą i źródłem wdrażanego we wszystkich nadleśnictwach od 1996 roku zintegrowanego SILP-u, czyli Systemu Informatycznego Lasów Państwowych (Olenderek i in. 2000). Jako przykład można tu podać za Olenderkiem (2001) pierwsze wdrożenie kompleksowego systemu GIS do obsługi wszystkich statutowych działań w Nadleśnictwie Brzeziny (Konieczny i in. 1998).

Prace nad budową SILP trwały od 1991 roku. Platformą informatyczną została relacyjna baza danych Informix. System ten składa się z pięciu modułów obsługujących najważniejsze gałęzie gospodarki leśnej: finanse i księgowość, kadry i płace, gospodarkę towarową, infrastrukturę oraz gospodarkę leśną (moduł FOREST). Porządkuje on też obieg wszystkich dokumentów źródłowych, usprawnia całą działalność gospodarczą Nadleśnictwa oraz pozwala na tworzyć wszelkie potrzebne raporty i zestawienia (Olenderek i in. 1994; Olenderek 2001). Znamiennym jest, iż SILP nie posiada zdolności zawiadywania danymi przestrzennymi, nie jest więc sensu stricto Systemem Informacji Geograficznej - GIS (Okła 1997).

Z punktu widzenia SIP najistotniejszym modułem SILP- u jest jego część (moduł) odpowiedzialna za gospodarkę leśną ukrywająca się pod nazwą LAS (~ang. FOREST). Zebrane są tu wszystkie dane pochodzące z prac taksacyjnych czyli informacje w nim zawarte mają swoje źródło w Operacji Urządzenia Lasu dla Nadleśnictwa, tj. w opisie taksacyjnym. Podstawową informacją adresową modułu FOREST jest unikalny w skali kraju pełny adres leśny (adr_forest). Jest on 25-znakowym polem, które zawiera dane identyfikacyjne dla RDLP, Nadleśnictwa, Obrębu, leśnictwa, oddziału, pododdziału i wydzielenia. „Adres Leśny” jest też kluczem łączącym SILP z Systemami Informacji Przestrzennej w Lasach Państwowych (Olenderek i in. 2001).

5.1.6.1 Standard leśnej mapy numerycznej SLMN

Na poziomie Nadleśnictwa przyjęto standard leśnej mapy numerycznej, który był krokiem miłym w rozwoju SIP w Lasach Państwowych. Do chwili jego wprowadzenia w Polsce, mapę numeryczną posiadało 75 Nadleśnictw na 438 istniejących (Strzebiński i Węgiel 2003; Okła 1998).

W Standardzie LMN zakłada się wewnętrzną spójność, otwartość na współpracę z innymi systemami oraz na wewnętrzną modernizację (Olenderek i in. 2000). Ze względu na jego podwaliny zaleca się stosowanie produktów firmy ESRI – ArcGIS, jako środowiska oprogramowania.

Ogólnokrajowe opracowanie standardu leśnej mapy numerycznej określa m.in. (Olenderek i in. 2001):

- osnowę matematyczną map numerycznych na poszczególnych poziomach zarządzania,
- wykorzystanie mapy numerycznej do prowadzenia stanu posiadania,
- propozycję technologii tworzenia leśnej mapy numerycznej,
- analizę dokładności leśnej mapy numerycznej,
- wykorzystanie zdjęć lotniczych (ortofotomapa i DEM/DTM),
- wybór oprogramowania,
- strukturę bazy geometrycznej w powiązaniu z danymi opisowymi dla poziomu Nadleśnictwa oraz RDLP,
- propozycję aplikacji użytkowych.

System Informacji Przestrzennej dla Lasów jest czynnikiem integrującym w zakresie:

- ochrony lasów i ich zróżnicowania biologicznego,
- oceny ich stanu,
- wymiany danych przestrzennych z innymi ośrodkami samorządu, edukacji bądź przemysłu,
- scalania oraz analizy danych pochodzących z różnych źródeł,
- prezentacji tych danych dla potrzeb kontaktów Dyrekcji Regionalnych czy Nadleśnictw z lokalną społecznością (np. na polu edukacji ekologicznej) (Olenderek i in. 2001),
- ochrony przeciwpożarowej lasu (Mycke-Dominko 2000).

Celem optymalizacji obsługi danych (ich wprowadzania do systemu i edycji) dla potrzeb LMN opracowane zostało oprogramowanie w postaci aplikacji: SINAD i Mapnik. Zostały one zaprojektowane przez firmę TAXUS SI z Warszawy w oparciu o języku programowania Avenue i Visual Basic.

Aplikacja SINAD jest to rozszerzenie, które zawiera zestaw narzędzi do: prezentacji i edycji danych oraz plotowania map leśnych według wytycznych jakie daje obowiązująca Instrukcja Urządzenia Lasu. Aplikacja Mapnik natomiast jest to narzędzie do prezentacji i prowadzenia analiz. Łączy się ona z bazą opisową SILP i umożliwia zapytania w języku SQL (Smoliński 2000).

Planowanie zagospodarowania lasów powiązane z zarządzaniem gospodarką leśną w środowisku przestrzennym wprowadzone z użyciem środowiska programowego SICAD- FORST proponował Konieczny (1994). W projekcie prezentowano uproszczoną aktualizację numerycznych map leśnych i ich standaryzację, numeryczną mapę gospodarczą lasów. Podkreślano zalety programu jakimi miały być: łatwe wyznaczanie powierzchni, tworzenie map sytuacyjno zbiorczych czy map przeglądowych siedlisk oraz map wyciągów dla celów gospodarczych. Podobne rozwiązania dla lasów słowackich proponowali Žihlavnik i Herich (1994), opracowane w podobnym – tak zwanym CAD-owskim - środowisku.

Zastosowanie sztucznych sieci neuronowych (w oparciu o GIS) w analizie przestrzennej na potrzeby leśnictwa zaproponował, do badań nad dystrybucją przestrzenną populacji motyli brudnicy mniszki Tracz (2003).

5.1.6.2 SIP na poziomie parku narodowego

Istnieje także SIP dla jednostek innych niż RDLP, tj. dla parków narodowych czy właścicieli prywatnych lasów. Pierwszym, obiektem pilotażowym, dla którego wykonano System Informacji Geograficznej był Kampinoski Park Narodowy (Korpetta i in. 1994). Postęp w realizacji Systemów Informacji Przestrzennej dla poszczególnych parków narodowych na poziomie kraju bywał różny. Stan w roku 2003 był taki, że w blisko 50% parków (10 PN) taki system jest i funkcjonuje (Strzełiński i Węgiel 2003). W pozostałych prace trwają lub ich jeszcze nie rozpoczęto. Stan taki może być wynikiem braku jednolitych wzorców tworzenia GIS dla obszarów chronionych, jakimi są parki narodowe i lub też obojętnego stosunku do kwestii oprogramowania i zastosowanych materiałów kartograficznych. Problemem może być tu też brak komplementarności systemu informacji przestrzennej o lasach z ogólnokrajowym systemem informacji terenowej (Wilkowski 1994).

5.2 Prace terenowe

W latach 2001 - 2004 przeprowadzono na terenie Borów Tucholskich i w Kotlinie Toruńsko – Płockiej prace terenowe. Prowadzone one były w trzech sezonach wegetacyjnych. Polegały na weryfikacji terenowej wybranych powierzchni badawczych i ocenie ich reprezentatywności. Za pomocą odbiornika GPS (Globalnego Systemu Pozycjonowania) mierzono położenie geograficzne powierzchniowych i pojedynczych szkód, tj. poszczególnych wykrotów, tarcz korzeniowych (wywrotów) i ostańców złamanych przez wiatr drzew (złomów). Na wszystkich powierzchniach dokonano zdjęć fitosocjologicznych i dokumentacji fotograficznej.

Przeprowadzono też wywiady w wybranych siedzibach nadleśnictw połączone ze zbieraniem informacji cyfrowych za pomocą sporządzonych kwerend w języku SQL. Dane pobrane z Systemu Informatycznego Lasów Państwowych gromadzone były w formie plików arkusza kalkulacyjnego MS Office Excel (*.xls) przeformatowanych następnie do plików bazy danych programu ArcView GIS (*.mdb).

Wszystkie badania prowadzone były pod kątem wprowadzenia ich do stworzonego na ich potrzeby Systemu Informacji Geograficznej (GIS).

5.2.1 Inwentaryzacja terenowa i lokalizacja szkód za pomocą odbiornika GPS

Inwentaryzacja terenowa polegała na lokalizacji szkód spowodowanych działaniem wiatru na wybranych uprzednio powierzchniach badawczych na terenie kilku Nadleśnictw Borów Tucholskich i Kotliny Toruńsko – Płockiej. Po uprzednim uzyskaniu zezwolenia i przeprowadzeniu wywiadu w siedzibie nadleśnictwa udawałem się w teren. Po dotarciu do wskazanych przez odpowiednie służby leśne wydzieleń kartowałem, za pomocą odbiornika - anteny GPS szkody powstałe na skutek działania wiatru w dwojaki sposób:

1. namierzałem pozycje drzewa uszkodzonego przez wiatr, dodając do zakodowanej pozycji punktu informacje o:
 - rodzaju szkody - czy jest to złom czy wywrot (zaznaczyć należy, że większość znalezionych uszkodzonych [ponad 90%] stanowiły wywroty)
 - gatunku złamanego bądź powalonego drzewa
 - szacunkowej ocenie czasu zalegania pozostałości wywrotu (dominowały wywroty świeże, tj. około jedno roczne)

Taki rodzaj szkód wystąpił na powierzchniach badawczych: PNBT i Kruszyn oraz lokalnie Komorza, Okręglik - Olszyny, Otłoczyn

2. namierzałem granice powierzchni nawiedzonych klęską powalów całkowitych. (ten rodzaj szkód zlokalizowano jako pierwszy na terenie Nadleśnictwa Woziwoda na powierzchni badawczej Komorza oraz Nadleśnictwa Czersk i Rytel na powierzchni badawczej Okręglik – Olszyny).

Pozycja geograficzna zlokalizowanych punktów zapisywana był na karcie pamięci odbiornika GPS w postaci plików programu TerMap, zainstalowanego do obsługi anteny GPS. W programie tym następował eksport zbioru punktów, przyporządkowanego położeniem odpowiedniemu wydzieleniu leśnemu (pododdziałów) do pliku tekstowego (*.txt). Pliki te następnie zgrywane były na dysk twardy komputera stacjonarnego poprzez złącze szeregowo. W programie MS Office Excel poddawane były obróbce polegającej na nadaniu poszczególnym kolumnom nazwy współrzędnych układu PUWP 1965: X,Y,Z oraz liczby porządkowej. Zbiory te zapisane ponownie jako pliki „*.txt” dodawane były w formie tabel jako tzw. temat zdarzeniowy do otwartego projektu ArcView 3.2. Następnie zapisywane były w trybie edycji jako obiekt: danych punktowych (*.shp) z nazwą pododdziału leśnego, bądź obiekt danych poligonowych (*.shp), po uprzednim połączeniu pomierzonych punktów wyznaczających wierzchołki granic poligonu. W tym wypadku zapisany poligon wykraczał zazwyczaj poza granice zdigitalizowanych wydzielen leśnych.

W przypadku elementów mających charakter poligonów w stosowanym programie ArcView była obliczana i zapisywana automatycznie ich powierzchnia. Następnie poligony wylesień dzielone były wg pododdziałów na powierzchnie mniejsze, do których dopisywano pełny adres leśny (address), zgodny z bazą danych pozyskaną z SILP. Po tej procedurze poligony takie gotowe były do połączenia z bazą atrybutów opisów taksacyjnych zamieszczonych w SILP-ie.

5.2.2 GPS Globalny System Pozycjonowania

Amerykański Global Positioning System – GPS (Globalny System Pozycjonowania) jest zaprojektowanym i zbudowanym na potrzeby armii Stanów Zjednoczonych systemem automatycznego odczytywania pozycji geograficznej obiektów znajdujących się na powierzchni Ziemi. Jest on zarządzany przez Navstar GPS Joint Program Office w Los Angeles. We wczesnych latach 70 - tych rozpoczęły się wstępne prace nad tym systemem. Jednakowoż po ponad dwudziestu latach rozwoju użył on dopiero zakładane parametry. Jego głównym celem jest dokładne, opisanie za pomocą 3 współrzędnych (XYZ) pozycji danego obiektu w każdym punkcie naszego globu, bez względu na aktualny czas czy warunki pogodowe (Kunz 2001a).

System GPS złożony jest z trzech podstawowych części (modułów): kosmicznej, kontrolnej i użytkowej (Czarnecki 1995; Kunz 2001a).

Moduł kosmiczny: tworzą go 24 podstawowe oraz 6 zapasowych satelitów, poruszających się po sześciu pół-synchronicznych orbitach kołowych. W przyszłości liczba dostępnych satelitów ma wzrosnąć do 33 (Śledziński 1995). Satelity Navstar umieszczone są na orbicie okołoziemskiej w odległości około 20 200 km, a ich czas obiegu wokół Ziemi to mniej więcej pół doby. Orbity ich są nachylone pod kątem 55° do płaszczyzny równika.

Moduł kontrolny to naziemnych pięć stacji zlokalizowanych w takich regionach świata jak: Colorado Springs, Diego Garcia, Hawaje, Kwajalein i Wyspy Wniebowzięcia. Jego centrala umiejscowiona została w lotniczej bazie wojskowej w Falcon (k. Colorado Springs) na terytorium USA. Zadaniem tego segmentu systemu są:

- zapewnienie łączności na linii: satelita - główna stacja odbiorcza,
- obliczanie efemeryd dla satelitów,
- wyznaczanie poprawki zegarów pokładowych,
- korygowanie orbit.

Pod wpływem różnych czynników orbity satelitów mogą ulec różnym, często stopniowym zmianom. Przesyłanie tych poprawek kilka razy dziennie do satelity i pewnej ich części do odbiorników nawigacyjnych decyduje o dokładności całego systemu.

Moduł użytkowy to odbiorniki różnego rodzaju (anten GPS, nawigacyjne bądź geodezyjne). Mogą to być odbiorniki funkcjonujące samodzielnie lub wbudowane w inne systemy. Umożliwiają one zlokalizowanie położenia obiektu w rzeczywistym czasie na podstawie sygnałów wyemitowanych przez satelity znajdujące się nad horyzontem. Sygnały te rozchodzą się prostoliniowo, mogą być więc bardzo mocno zakłócone (aż do całkowitego ich zaniku) przez przeszkody terenowe o znacznej wysokości.

Każdy satelita wysyła sygnały zawierające informacje o czasie własnego zegara, dotyczące własnego położenia w przestrzeni oraz swoje dane identyfikacyjne. Mogą być one odbierane bezpłatnie przez jakikolwiek sprawny odbiornik GPS i liczba jego użytkowników jest nieograniczona. Jednakże nie zawsze tak było. W fazie początkowej działania systemu i jego założeniach projektowych miał on być tylko dostępny dla armii USA. Ze względu na znaczne koszty jego tworzenia, udostępniono go także cywilom. Do 1 maja 2000 roku sygnał ów był zakłócany selektywnie (SA) przez wojsko amerykańskie, a jego dokładność wynosiła ± 100 m. Od 1-go maja 2000 roku Stany Zjednoczone zniosły zakłócanie tego sygnału (SA) i od tego momentu dokładność pomiaru ręcznych anten i odbiorników wzrosła do kilku metrów (Kunz 2001a).

Idea GPS polega na automatycznym mierzeniu odległości pomiędzy satelitą o znanym położeniu, a odbiornikiem (anteną GPS). Odległość ta określana jest przez pomiar czasu propagacji sy-

gnału radiowego z satelity do odbiornika. Znając odległość od satelity możemy zlokalizować odbiornik na sferze o promieniu równym pomierzonej odległości. Znana odległość od dwóch satelitów umiejscawia antenę GPS na okręgu będącym przecięciem dwóch sfer. Jeżeli dokonamy pomiaru odległości do trzech satelitów, to trzy powierzchnie kuliste reprezentujące odległości od tych satelitów przetną się w dwóch punktach. Jeden wyznacza położenie anteny GPS, a drugi punkt odrzucamy jako niemożliwy do zaakceptowania. Do wyznaczenia trzech współrzędnych (XYZ) położenia odbiornika GPS konieczna jest jednoczesna obserwacja przez jego antenę minimum czterech satelitów (Frączyk i in. 1996).

Praktyczne zastosowanie GPS dla potrzeb leśnictwa opisali Oszczak i in. (2002) oraz Bakuła i in. (2006). Poruszył zagadnienia związane z dokładnością pomiarów w warunkach gęstego ulistnienia drzewostanu, dowodząc że technika GPS może być wykorzystywana w trudnych okolicznościach obserwacyjnych jakimi są warunki panujące w lesie. Opisane doświadczenia zdobyto w czasie pomiarów leśnych osnów geodezyjnych dla potrzeb Systemów Informacji Geograficznej (GIS) w Białowieskim Parku Narodowym. Dla tego typu działań (pomiarów w oparciu o sieć punktów referencyjnych), które determinuje wysoka dokładność pomiarów (rzędu 2-4 cm) wymagana jest możliwość „obserwacji” przynajmniej siedmiu satelitów. Zalecane jest wybieranie miejsc na punkty osnowy w lesie o jak najmniejszym zagęszczeniu drzew od strony południowej. Doświadczenie płynące z omawianej tu pracy jest o tyle pożyteczne dla niniejszego opracowania, że dowodzi, iż pomiary dokonane w siedliskach typu borowego, z małą domieszką drzew liściastych, były wystarczająco dokładne dla potrzeb tworzonego tu modelu szkód odwiatrowych.

5.3 Tworzenie Systemu GIS. Realizacja celów badawczych

Postępowanie badawcze przebiegało na poziomie kilku etapów scharakteryzowanych poniżej. Jak wynikało z pierwotnego założenia sfinalizowanie ogromnej większości celów wymagało stworzenia i jednocześnie zastosowania technologii Systemów Informacji Geograficznej (GIS).

Ja już wspominałem GIS jest systemem informacyjnym tworzonym w celu efektywnego zbierania, gromadzenia, przetwarzania oraz analizowania danych o środowisku przyrodniczym. Służy on również do wizualizacji i udostępniania informacji geograficznych opisujących rzeczywiste obiekty i relacje pomiędzy nimi występujące na badanym obszarze (Kunz 2005). Sam proces tworzenia GIS, czyli systemu geoinformacyjnego polega na integracji danych pochodzących z różnorodnych źródeł, w większości z różnych odcinków czasowych i pierwotnie posiadających różne poziomy standaryzacji i dokładności. W wyniku tego czaso-, praco- i koszto- chłonnego procesu gromadzenia i wprowadzania danych powstaje zbiór informacji mających postać graficzną i opisową. Te pierwsze to dane o

położeniu i kształcie oraz geometrii elementów i zjawisk mających wejść do systemu. Noszą one nazwę mapy numerycznej. Drugie to jej opis, czyli różnego rodzaju bazy danych, zawierające informacje opisowe i liczbowe. Wspólne funkcjonowanie mapy numerycznej i opisów bazo-danowych tworzy pożądaną System Informacji Geograficznej (GIS).

Mapy numeryczne mogą mieć różną postać, ze względu na sposób w jaki została w nich zapisana informacja graficzna. Wyróżnia się więc mapy rastrowe i wektorowe. W tych pierwszych obiekt istnieje w postaci piksela, najmniejszego, podstawowego elementu, których zbiór tworzy siatkę zwaną rastrem (mapą, zdjęciem, planem itp.). W drugim typie map element może mieć postać punktu, linii lub poligonu, co ogólnie nosi nazwę wektora.

W założeniach tworzony system informacji o szkodach wyrządzonych przez wiatr na danym obszarze miały tworzyć zarówno cyfrowe mapy rastrowe jak i wektorowe. Dlatego w następnym etapie prac nad GIS-em przystąpiono do etapu gromadzenia danych analogowych celem przekształcenia ich w cyfrowe mapy rastrowe i wektorowe. Przykładowe wykorzystanie systemów informacji w ocenie i przewidywaniu wpływu siły huraganu na las podają Pleshikov i in. (1998).

5.3.1 Wprowadzanie danych w postaci map topograficznych i leśnych map gospodarczych

Na wstępie przeprowadzono etap rozpoznania i weryfikacji materiałów źródłowych pod kątem ich dokładności, aktualności, dostępnych skal i pokrycia dla obszaru badawczego. Dla potrzeb niniejszego opracowania obejmującego zasięgiem swoich badań Bory Tucholskie i Kotlinę Toruńsko-Płocką zebrano niezbędne podkłady kartograficzne: mapy topograficzne, tematyczne, leśne mapy gospodarcze.

5.3.1.1 Przygotowanie map topograficznych i leśnych map gospodarczych

Podkłady rastrowe w postaci map topograficznych i leśnych map gospodarczych wybrane w procesie weryfikacji materiałów źródłowych zostały zeskanowane a następnie zarejestrowane w programie MicroStation DesCartes w postaci pliku rastrowego *.hmr. Potem następowała ich kalibracja i rektyfikacja.

Proces kalibracji ma na celu likwidację błędów mapy powstałych na skutek procesu skanowania oraz błędów, których źródłem jest tzw. kurczliwość papieru. Proces rektyfikacji rastra to jego transformacja z układu jego siatki do innej siatki znanego układu (przestrzeni). Nowy układ powstawał w tutaj w oparciu o przygotowany w programie MStation plik projektowy DGN o rozszerzeniu *.dgn. Zawiera on wyliczone współrzędne innych układów. Kalibracja podkładów topograficznych

odbywała się w oparciu o siatkę kilometrową. W przypadku leśnych map gospodarczych oraz pruskich map topograficznych etap kalibracji był pomijany (ze względu na brak na nich w/w siatki) i przystępowano do rektyfikacji w oparciu o przeliczone na bazowy układ współrzędnych punkty charakterystyczne GCP (ang. ground control points). Należą do nich narożniki, skrzyżowania i elementy stabilne w czasie. Podobnie czyniono w przypadku rektyfikacji podkładów topograficznych.

W oparciu o punkty charakterystyczne program MicroStation DesCartes oblicza automatycznie macierz transformacji. Do celu kalibracji map topograficznych stosowano różne ilości punktów kontrolnych (GCP) dla każdego rastra. Liczba wykorzystanych punktów kontrolnych zależała od wielkości i typu arkusza mapy. Miarą poprawności skalibrowania rastra w oparciu o przyjęty model transformacji jest wartość odchylenia standardowego uzyskanego z obliczeń podczas tworzenia macierzy transformacji w pliku *.rgr. Średni błąd wpasowania nie przekroczył dokładności graficznej wykorzystanych map. W przypadku kalibracji map topograficznych w układzie „1965” przy średniej ilości GCP wynoszącej 54, średni błąd wpasowania wahał się pomiędzy 2 a 3 m. W procesie rektyfikacji map topograficznych do PUW 1965 (w skali 1 : 25 tys.) średni błąd wpasowania wynosił od 0,2 do 0,6 m przy średniej ilości punktów wynoszącej od 16 do 20 punktów charakterystycznych. Rektyfikacja leśnych map gospodarczych i pruskich map topograficznych wymagała w przypadku tych pierwszych większej ilości punktów GCP (średnio ok. 75-80 szt.) a średni błąd wpasowania wynosił od 4,9 do 5,6 m. Tak duża ilość GCP i większy niż w przypadku map topograficznych błąd wpasowania związany był z brakiem możliwości kalibracji i brakiem odwzorowania na nich niektórych szlaków (dróg i linii kolejowych) oraz większym stopniem generalizacji tych podkładów w porównaniu z mapami topograficznymi. Należy tu również pamiętać o znaczeniu błędów i zniekształceń spowodowanych procesem skanowania (brak wcześniejszej kalibracji). W przypadku pruskich map topograficznych średni błąd rektyfikacji wyniósł 3,7 m przy średniej ilości GCP – 30 szt. Otrzymane błędy wpasowania mieściły się jednak w dopuszczalnych granicach.

Po procesie kalibracji i rektyfikacji map następowało ich mozaikowanie czyli łączenie wzdłuż krawędzi w celu otrzymania dla każdego poligonu badawczego pełnego pokrycia kartometrycznego. Zabieg ten miał również na celu sprawdzenie dokładności uprzedniej rektyfikacji.

5.3.1.2 Korekcja właściwości zdjęć satelitarnych

Zdjęcia satelitarne wymagały przygotowania (korekcji) ich do dalszych analiz w dwojaki sposób. Przeprowadzono, podobnie jak w przypadku podkładów kartograficznych, korekcję geometryczną, poprzedziwszy ją niezbędną korekcją radiometryczną.

Korekcja radiometryczna

Dlaczego taka korekcja jest potrzebna? Wynika to z faktu wpływu atmosfery ziemskiej na wszelkie promieniowanie. Procesy, które zachodzą w naszej atmosferze powodują, że promieniowanie słoneczne jest przez nią częściowo odbijane, rozpraszane i pochłaniana jest w dużej części jego energia (Olędzki 1993). Na skutek tych procesów, gdy dochodzi ono do powierzchni Ziemi, odbija się od obiektów i tak zmienione rejestrowane jest przez sensory satelitów. Tak więc charakterystyki spektralne (inaczej odpowiedzi) obiektów, zmierzone w terenie, nie są tożsame z wartościami współczynników zapisywanymi przez skanery satelitów w górnych warstwach atmosfery. Atmosfera najbardziej wpływa na promieniowanie w zakresie niebieskim i fioletowym. Objawia się to poprzez obniżenie kontrastu pozyskiwanych zdjęć. Wpływ atmosfery na jaskrawość zobrazowań likwidowany jest za pomocą zastosowanego procesu korekcji radiometrycznej (Ciołkosz i Jakomulska 2004). Można wyróżnić co najmniej kilka metod korekcji radiometrycznej, z których większość obarczona jest wysokim współczynnikiem komplikacji. Wymagane są tu między innymi parametry atmosfery (np. jej jasności) z odcinka czasu, w którym skaner satelity rejestrował zobrazowania. Innymi parametrami składającymi się na „obraz” atmosfery są jej profil (np. zawartość ozonu i pary wodnej, temperatura jej gazów, panujące ciśnienie) oraz kąty zenitalny słońca i widzenia sensoru, oraz jego wysokość (Kunz 2005; Chavez 1989; ERDAS *Fields Guide* 1998). Modyfikacje (np. osłabienie) jakim ulega promieniowanie w drodze do urządzenia rejestrującego skanera, mogą wpłynąć na wartość obliczanych następnie wskaźników. Dlatego tak ważnym jest np. przy obliczaniu indeksu NDVI zastosowanie pełnej trójfazowej korekcji radiometrycznej, której jednym z etapów jest redukcja wpływu atmosfery (Ciołkosz i Dąbrowska-Zielińska 1999; Kunz 2005).

Jak wspomniano wyżej na proces kalibracji radiometrycznej składają się 3 fazy doprowadzające pierwotne – rejestrowane przez sensor skanera z satelity - wartości piksela (DN), do wartości rzeczywistego promieniowania odbitego od powierzchni Ziemi (pokrycia terenu) zapisanych w tym pikselu.

Na podstawie prac Ciołkosza, Jakomulskiej 2004 i Kunza 2005 można stwierdzić, iż fazami tego procesu są:

- 1) konwersja wartości piksela na promieniowanie spektralne,
- 2) konwersja promieniowania spektralnego na odbicie,
- 3) korekcja atmosferyczna, czyli zmniejszenie bądź usunięcie wpływów atmosfery (pochłaniania i rozpraszania).

W przypadku zdjęcia satelitarnego Landsat 7 ETM+ z 2003 roku wykorzystano pełną korekcję radiometryczną wykonaną na potrzeby pracy doktorskiej a także wcześniejszych projektów dr Mieczysława Kunza (Instytut Geografii UMK) w trakcie jego pobytu na stażu naukowym w Holandii w laboratorium GeoInformacji w Wageningen. Do korekcji atmosferycznej wykorzystane zostały wartości deklinacji Słońca z dnia wykonania zobrazowania, wartość godzinnego kąta słonecznego i kąta zenitalnego, jednostka astronomiczna 1 UA ⁴, oraz wpływ rzeczywisty atmosfery. Zabiegi te, na zdjęciu w wersji cyfrowej, objęły siedem z ośmiu kanałów spektralnych zobrazowania – za wyjątkiem kanału nr 6, tj. podczerwieni termalnej. Model wykorzystujący powyższe założenie zbudowano i dokonano korekcji w module Model Maker programu ERDAS.

W przypadku zobrazowania IKONOS z roku 2003 korekcja radiometryczna polegała, z powodu braku pełnych danych (parametry kalibracji systemu IKONOS w czasie rejestracji), na przeprowadzeniu korekty uproszczonej. W metodzie tej głównym zadaniem jest znalezienie najniższej wartości piksela, w każdym przedziale rejestracji (piksel najciemniejszy) i odjęcie tej wartości od wszystkich pozostałych pikseli (Ciołkosz i Kęsik 1989). Metoda ta zakłada, że piksel o najciemniejszym odcieniu (który ma najniższą wartości DN) posiada odbicie promieniowania równe zero, a jego aktualna wartość odpowiada tylko wartości jaskrawości atmosfery. Procedura ta wyeliminowuje wpływ światła rozproszonego w atmosferze, lecz nie podwyższa kontrastowości obrazu (Kunz 2005). Uproszczoną korekcję radiometryczną dla zobrazowania IKONOS wykonano w programie IDRISI KILIMANJARO.

Korekcja geometryczna czyli ortorektyfikacja

Szczegółowe omówienie założeń i postępowania przy korekcji geometrycznej rastrów omówiono w rozdziale 5.3.1.1. Ortorektyfikację zobrazowań satelitarnych wykonano w oparciu o DEM (Numeryczny Model Terenu). Mapa topograficzna o skali 1:50 tys. w układzie „1942” posłużyła jako źródło GCP (punkty kontrolne). Na potrzeby niniejszego opracowania wykorzystano różną liczbę punktów GCP, w związku z czym wyniki obarczone były różnymi błędami (Tab. 17). Było to zależne, od mody którego zobrazowania satelitarnego dotyczyła rektyfikacja.

Zortorektyfikowane pliki rastrowe wpasowano w Układ PUV 1965 do strefy trzeciej. Otrzymane błędy były względnie małe, wobec czego w pełni skorygowane obrazy satelitarne można było użyć w przewidzianych analizach, które opierają się na przekształcaniu macierzy pikseli.

⁴ 1 UA □ 149 600 000 km (Encyklopedia PWN 2001, Seria multimedialna, <http://pwn.pl>)

Tab. 17. Otrzymane błędy kalibracji geometrycznej obrazów satelitarnych – czyli tak zwany średni błąd kwadratowy (RMS).

Satelita	Moda	Rozdzielczość [m]	Data rejestracji	Ilość użytych punktów do transformacji	RMS [piksele]
Ikonos	Multispektralna	4	28.08.2003	25	1,41
Ikonos	Panchrom	1	28.08.2003	27	2,75
Landsat 7 ETM+	Multispektralna	30	30.09.2003	35	0,70
Landsat 7 ETM+	Panchrom	15	33.09.2003	35	1,20

5.3.2 Oprogramowanie

W trakcie tworzenia niniejszej pracy doktorskiej wykorzystano kilka pakietów oprogramowania akademickiego GIS. Były to zarówno aplikacje obsługujące formaty danych wektorowych jak i rastrowych. Do wyżej wymienionego pakietu programów należały: MicroStation, ArcView, Idrisi, Ter-Map.

5.3.2.1. MicroStation

MicroStation 95 to produkt autorstwa firmy Bentley. Jest on programem mającym na celu wspomaganie projektowania dwu- i trójwymiarowego. Przeznaczony jest głównie do rysowania, wizualizacji, projektowania, analizy, modelowania i zarządzania bazą danych. Jego formatem danych jest plik projektowy o rozszerzeniu *.dgn. Istnieje tu możliwość rozdzielenia informacji graficznej na 63 poziomy, czyli warstwy informacyjne. Elementy graficzne w projekcie kojarzone są z atrybutami tekstowymi. Atrybuty te można zapisywać w zewnętrznych bazach danych (Kunz 2001b).

Konfiguracje inżynierskie pozwalają na właściwe oddanie przeznaczenia projektu oraz umożliwiają dostęp do branżowych rozszerzeń Bentley'a. W czasie tworzenia projektu i w pracy wykorzystano jako jedną z możliwych konfiguracji stosowanych w budownictwie czy mechanice konfigurację geo-inżynierską. Jest ona platformą łączącą: CAD/CAM, GIS/LIS, dziedziny nauk o Ziemi, inżynierię lądową i fotogrametrię oraz wiele innych dyscyplin z zakresu informatyki, np. takich jak zarządzanie projektami czy bazami danych. Poniżej przedstawiono wykorzystane w niniejszej pracy nakładki specjalistyczne: MicroStation DesCartes i MicroStation GeoCoordinator.

MicroStation DesCartes jest aplikacją pozwalającą na wprowadzenie do tworzonego systemu informacji zawartych w formie rastrowych, np.: obrazów satelitarnych, zdjęć lotniczych czy podkładów topograficznych. Powyższa aplikacja umożliwia wydajną pracę z obrazem rastrowym poprzez wyświetlanie, edycję, transformację, kalibrację, automatyczną wektoryzację, przekształcanie wektora do rastra oraz wydruk obrazów w wersjach czarno-białej, odcieniach szarości czy też wielokolorowej

(MicroStation DesCartes User's Guide 1998). Podstawowym formatem danych rastrowych, używanym na potrzeby aplikacji jest *.hmr. Charakteryzuje się on bardzo szybkim dostępem nawet bardzo dużych objętościowo plików i wykonalnością operacji na nich. Dzięki ograniczonym do niezbędnego minimum obliczeniom na obrazie i przydzielanej dynamicznie RAM do pamięci PC'ta wczytuje się tę część obrazu, która w danej chwili jest wyświetlana na ekranie. Inne fragmenty rastra odczytywane są w momencie pojawiania się na ekranie monitora (Kunz 2001b).

Aplikacja umożliwia także rektyfikację rastrów przy pomocy dwóch modeli transformacji: z użyciem algorytmów liniowych i wielomianowych (Kunz 1999, 2001b). Za pomocą narzędzia „batch conversion” możliwa jest też konwersja „do” i „z” wielu popularnych formatów graficznych, takich jak TIFF, JPEG, BMP, PCX, CIT, COT i wielu innych (Kunz 2001b).

MicroStation GeoCoordinator (MStation GeoDefinger) jest to program służący pracy w różnych odwzorowaniach kartograficznych i układach odniesienia oraz do ich tworzenia (MicroStation GeoCoordinator 1998). Za jego pomocą możliwe jest połączenie powstającego pliku projektowego w formacie *.dgn z dowolnym układem współrzędnych. Istnieje także możliwość odczytywania współrzędnych w formacie odwzorowania, transformacja mapy z jednego układu na inny oraz tworzenie siatki kartograficznej. Aplikacja daje możliwość wyboru około 100 predefiniowanych modeli elipsoidy, m.in. Bessel'a, Krasowskiego, WGS 72, WGS 84. Narzędzie to można wykorzystywać w opracowaniach map wydanych w różnych układach współrzędnych (Kunz 2001b).

Przy zastosowaniu programów ze środowiska Bentley'a - MicroStation i jego konfiguracjach zbudowano podstawy tworzonego Systemu Informacji Geograficznej dla potrzeb niniejszej pracy. Prace nad GIS rozpoczęto od stworzenia pliku projektowego *.dgn poprzez ramki sekcyjne wykorzystanych map topograficznych we właściwym dla nich układzie współrzędnych prostokątnych płaskich. W środowisku MicroStation dokonano również procesu kalibracji i rektyfikacji podkładów topograficznych i sceny satelitarnej IKONOS w modzie panchromatycznej. Następnie wykonano szereg standardowych czynności (eksportów) celem transformacji danych do środowiska programów firmy ESRI - ArcViewGIS i jego rozszerzeń.

5.3.2.2 ArcView 3.2

Aplikacja wymieniona w podtytule tego rozdziału, czyli ArcView GIS 3.2, to pakiet narzędzi tworzący swoisty komplet wraz z wieloma jego skryptami i rozszerzeniami. Służą one do analizowania, pozyskiwania, prezentacji i zarządzania danymi przestrzennymi (ArcView 1996). Zasadniczymi atutami pakietu są: duże i wydajne możliwości analityczne, prosta edycja i procedura uaktualniania danych oraz intuicyjny i łatwy interfejs. Istnieje tu możliwość zintegrowanego działania na różnych nośnikach informacji, np. na mapach, tabelach czy wykresach. Do systemu wbudowana jest relacyjna

baza danych. Podstawowym formatem danych dla tej aplikacji jest tzw. shapefile (*.shp), któremu towarzyszą pliki dodatkowe (o rozszerzeniach: *.sbn, *.sbx, *.shx) tworzące tzw. temat (warstwę GIS). Jednym spośród w/w plików jest plik (*.dbf) zawierający bazę atrybutów opisujących temat.

W pakiecie ArcView dostępny jest też wewnętrzny język programowania obiektowego – Avenue. Dzięki niemu użytkownik ma możliwość napisania kompletnej aplikacji, wykonującej na przykład jakieś działanie funkcyjne czy konkretną analizę, np. przy pomocy Patch Analyst.

Użytkownik może także wykorzystywać wbudowane lub opcjonalne rozszerzenia oprogramowania podstawowego, stanowiące jego rozwinięcie. Do rozszerzeń wbudowanych w ArcView należą m.in. Czytnik CAD, Advanced geoprocessing, Czytnik obrazów rastrowych, Legend Tool czy Dialog designer. Do opcjonalnych zalicza się: ArcView Network Analyst, ArcPress for ArcView lub ArcScan for Arc View i wiele innych, np. wykorzystane w tym opracowaniu Spatial Analyst czy GeoProcessing Wizard.

Z wykorzystaniem pakietu ArcView zbudowany został na potrzeby tego opracowania system GIS. Zawiera on liczne informacje w postaci plików wektorowych oraz rastrowych (informacja graficzna) wraz z dołączoną do nich zaprojektowaną bazą danych.

Rozszerzenie opcjonalne Image Analysis jest aplikacją opracowaną w 1999 roku wspólnie przez dwie firmy: ERDAS i ESRI. Daje ono szerokie i zaawansowane możliwości prezentacji oraz przetwarzania obrazów rastrowych za pomocą licznych funkcji w zakresie pakietu oprogramowania ArcView GIS (ArcView Image Analysis 2000).

Najważniejsze funkcje jakie aplikacja oferuje użytkownikowi to:

- rejestracja obrazu rastrowego w zadanym układzie współrzędnych (kalibracja, transformowanie lub zmiana orientacji rastra),
- możliwość dogodnego wyświetlania oraz manipulacji obrazami zapisanymi w najczęściej stosowanych formatach danych (tworzenie histogramu, rozciągnięcie kontrastu, filtracje itd.),
- tworzenie kompozycji kanałów spektralnych (manipulacje barwami obrazów),
- klasyfikacje: nadzorowana i nie-nadzorowana.

Aplikacja Image Analysis może współpracować z większością rozszerzeń pakietu ArcView. Umożliwia ona dokonywanie ciekawszych i głębszych analiz niż w wersji podstawowej oprogramowania. Jej możliwości wykorzystane zostały w niniejszym opracowaniu do obróbki obrazów satelitarnych z IKONOS'a i Landsata. Na przykład możliwość operowania na kanałach spektralnych dała pełny oraz zakresu rejestrowalnych przedziałów promieniowania elektromagnetycznego.

TransPL to rozszerzenie ArcView GIS 3.2 umożliwiające dokonanie transformacji danych wektorowych (poligony, linie, punkty) typu *.shp (z przeniesieniem atrybutowej bazy danych włącz-

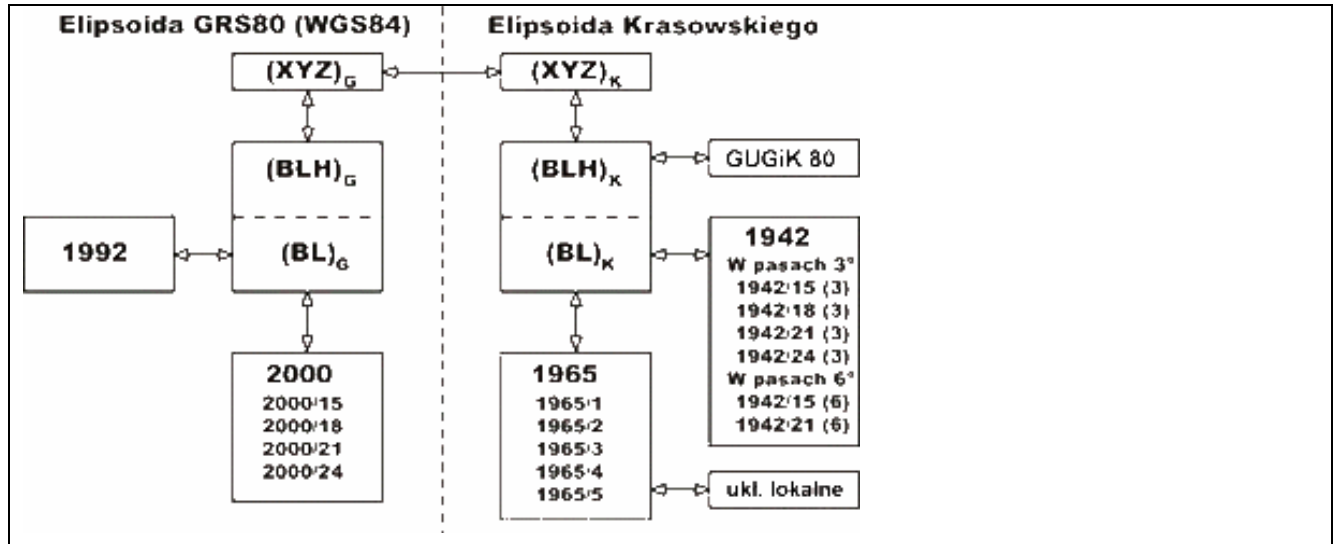
nie) pomiędzy najczęściej stosowanymi w Polsce układami odniesienia (www.northpoint.com.pl 2002).

TransPL pozwala na: transformację danych wektorowych pomiędzy wybranymi układami odniesienia stosowanymi w Polsce: WGS 84, 1992, 2000 (strefy: 15°, 18°, 21°, 24°), 1965 (strefy: 1, 2, 3, 4, 5), 1942 w podziale 3° (strefy: 15°, 18°, 21°, 24°), 1942 w podziale 6° (strefy: 15°, 21°), GUGiK 80 czy też układ lokalny Gdańsk 70.

Aplikacja pozwala także na:

- przenoszenie danych atrybutowych pomiędzy warstwami podlegającymi transformacji;
- transformację wszystkich aktywnych warstw z danego widoku jednorazowo
- automatyczne wczytywanie przetransformowanych warstw do wybranego widoku (lub nowego, utworzonego automatycznie).

Maksymalne błędy wykazane podczas testów dokładności przeliczeń (zależnie od rodzaju transformacji) opartych na punktach osnowy geodezyjnej i sieci EUREF-POL'92 są mniejsze niż 0,02 m dla przeliczeń układów metrycznych. Przeliczenia oparte są o algorytmy opisane w Wytycznych Technicznych G 1.10 – „Formuły odwzorowawcze i parametry układów współrzędnych”. Przejścia transformacyjne realizowane są na podstawie schematu przedstawionego na Ryc. 51.



Ryc. 51. Schemat transformacji współrzędnych w programie TransPL (www.northpoint.com.pl 2002).

5.3.2.3 Idrisi 14 KILIMANJARO

Idrisi 14 KILIMANJARO to rastrowy program służący informacji geograficznej i obróbce obrazu. Zaliczyć tu należy obsługę baz danych, modelowanie przestrzenne, klasyfikacje obrazów, analizę zmian: w przestrzeni i w seriach czasowych oraz klasyfikację danych i analizę statystyczną. Opracowany został przez Clark Labs, która jest częścią Clark University (Domin 2001).

Pojedyncze moduły aplikacji (spośród ponad 150) to aplikacje konsolowe - uruchamiane z pomocą wiersza poleceń. Używając zestawu licznych parametrów i przetwarzając jedne pliki uzyskujemy w efekcie inne automatycznie zapisywane w czasie ich tworzenia. Interfejs programu umożliwia automatyczne zapamiętywanie tych parametrów lub także tworzenie i obsługę makrokomend i własnych programów pisanych w językach: Delphi, C lub Visual Basic.

I tak np. moduł VEGINDEX umożliwia obliczenie 19 różnych wskaźników roślinności. Wskaźniki te bazują na wartościach zawartych w kanałach bliskiej podczerwieni i czerwieni ze zdjęcia satelitarnego. Inny moduł o nazwie THERMAL tworzy mapę temperatur (w stopniach Celsjusza lub innych skalach) na podstawie kanału termalnego satelity Landsat 4 lub 5 lub moduł PATTERN, dzięki któremu możliwa jest analiza struktury krajobrazu, np. jego heterogeniczność oraz fragmentację lub też bogactwo, różnorodność i dominację siedlisk, form użytkowania terenu czy typów roślinności.

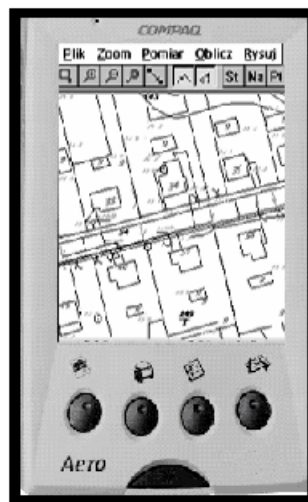
Program IDRISI daje duże możliwości klasyfikacji obrazu. Pozwala na stosowanie zarówno twardej jak i miękkiej klasyfikacji. W pierwszej, każdy piksel jest podporządkowany do określonej klasy, w drugiej zaś obliczane jest prawdopodobieństwo przynależności piksela do danej klasy, według teorii Bayesa (moduł BAYCLASS) lub teorii Dempstera - Shafera (moduł BELCLASS) (Eastman 1999). Przy pomocy programu IDRISI wykonano analiz tekstury zdjęć satelitarnych, w tym zdjęć wagowanych (NDVI), przy jednym z trzech dostępnych wymiarów okien: 3x3, 5x5 i 7x7 pikseli.

Wersja 14 Idrisi KILIMANJARO umożliwia także eksport danych do formatu pakietu Statistica 5.0 lub wyższych. Udogodnienie to wykorzystane zostało w niniejszej pracy w trakcie tworzenia map cyfrowych PNBT obejmujących dane z opisów taksacyjnych z różnych lat i analizie fragmentacji i różnorodności na podstawie wskaźnika NDVI.

5.3.2.4 TerMap

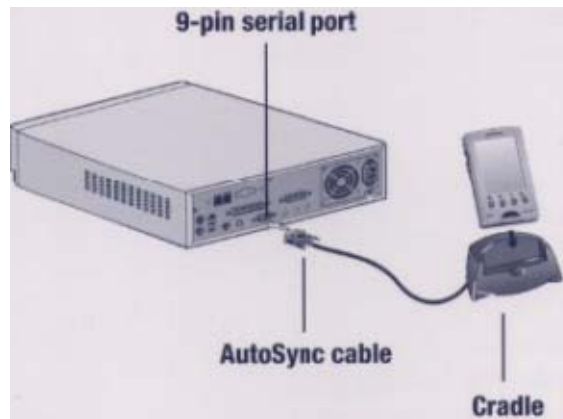
TerMap to program do rejestracji i wizualizacji danych. W wersji GPS jest aplikacją służącą do rejestracji danych z odbiorników nawigacji satelitarnej i ich wizualizacji. Posiada też funkcje tworzenia mapy w czasie pomiaru i obliczenia geodezyjne (m.in. pomiar odległości i azymutu). Program pracuje na minikomputerach przenośnych typu Palmtop (Palmsize i Haldheld, Ryc. 52) w środowisku Windows CE 2.11 i wyższych.

Aplikacja ta umożliwia: wczytywanie danych do rejestratora, pomiar aktualnej pozycji anteny GPS, odczytywanie pomierzonych danych, ręczne wprowadzanie współrzędnych punktów, kreślenie i edycję linii, łuków, okręgów, tekstów i symboli i przyciąganie ich do punktu.



Ryc. 52. Mapa w Wizualizatorze TerMap na palmtop'ie firmy COMPAQ (www.mapternet.com.pl).

Przewidziano też możliwość importu i eksportu współrzędnych punktów w postaci plików tekstowych w formacie ASCII. Punkty eksportowane są w formacie: Nr X Y H Kod. Import możliwy jest w formacie Nr X Y lub Nr X Y H (dane rozdzielone muszą być spacjami lub przecinkami). Kopiowanie plików do komputera PC (Ryc. 53) możliwe jest za pomocą aplikacji ActiveSync (dołączonej do zestawu oprogramowania TerMap). Program umożliwia też tworzenie warstw informacyjnych i wykonywanie na nich licznych operacji. Możliwy jest też zapis i odczyt elementów mapy w postaci rysunków. Odbywa się on za pomocą formatów DXF, MikroMap czy Tango (*.tng). Dane z TerMap (mapy, punkty, obserwacje) możemy wymieniać z dowolnymi programami znajdującymi się na komputerze stacjonarnym za pomocą portu RS232 lub IrDA.



Ryc. 53. Schemat połączenia Palmtop'a z komputerem PC (www.mapternet.com.pl).

Program współpracuje z odbiornikami GPS. Zaletą pomiarów z ich wykorzystaniem jest możliwość otrzymania wyników w zadanym układzie współrzędnych, obieralnym w Menu aplikacji. W opcjach GPS jest również możliwość wyboru interwału wyzwalania pomiaru, np. co 5 sekund lub co 75 metrów. Program podaje też informację o ilości dostępnych satelitów oraz błędzie PDOP.

5.3.3 Budowa bazy danych

Infrastruktura danych przestrzennych (ang. SDI – Spatial Data Infrastructure) to zespół odpowiednich technologii (...) przedsięwzięć instytucjonalnych oraz zasobów ludzkich niezbędnych dla efektywnego zbierania, zarządzania, udostępniania i wykorzystania danych geograficznych przez społeczność (Gotlib i in. 2006).

Infrastruktura danych przestrzennych zdefiniowana jest w Leksykonie PTIP⁵, jako zespół środków prawnych, organizacyjnych, ekonomicznych i technicznych, które zapewniają powszechny dostęp do danych i usług geoinformacyjnych dotyczących określonego obszaru, przyczyniają się do efektywnego stosowania geoinformacji dla zrównoważonego rozwoju danego obszaru, umożliwiają racjonalne gospodarowanie zasobami geoinformacyjnymi (Iwaniak 2005).

Jako najistotniejsze kroki na drodze do budowy spójnej bazy danych referencyjnych wynikające z przeprowadzonych badań opublikowanych przez Gotliba i in. (2006) wymienia się między innymi: harmonizację modeli pojęciowych, metadanych i słowników oraz zastosowanie koncepcji wielorozdzielczych baz danych.

Na potrzeby niniejszej pracy podjąłem się skonstruowania o wiele mniej skomplikowanej bazy danych przestrzennych na mniejszą skalę. Problematyka struktury i funkcjonowania tej bazy danych objęła głównie trzy zagadnienia: etapy tworzenia bazy, jej zakres oraz stosowane oprogramowanie.

⁵ PTIP – Polskie Towarzystwo Informacji Przestrzennej, <http://www.ptip.org.pl>

Zrąb bazy danych stanowił temat, zawierający pliki wektorowe i bazodanowe. Każda z dołączonych do wektora za pomocą narzędzi relacyjnej bazy danych tabel zawierała dane dotyczące opisów taksacyjnych, szkód wynikłych z działania wiatru i gleb porolnych. Do bazy należą też tabele z wykazem szkód według poszczególnych ośmiu kierunków świata i obszarów płaskich oraz szkody na obszarach o różnym nachyleniu terenu (pозyskana z Numerycznego Modelu Terenu – DEM).

5.3.3.1 Etapy tworzenia bazy danych.

W niniejszej pracy baza danych została stworzona w trzech etapach, którymi były:

1. wprowadzenie do Systemu Informacji podkładów rastrowych
2. Wprowadzanie danych wektorowych
 - wektoryzacja ekranowa
 - opisanie rekordu (pola podstawowego pododdziału) za pomocą kodu adresu leśnego (address_forest) z SILP
 - obliczenie powierzchni rekordu
3. pobranie i wprowadzenie do systemu informacji danych z SILP.
 - zaprojektowanie i stworzenie kwerendy w języku SQL
 - uruchomienie kwerend SQL w bazie SILP poszczególnych Nadleśnictw
 - zapisanie pobranych danych w postaci pliku arkuszy kalkulacyjnych MS Excel.

Dane pobrane z SILP niosły informacje trojakiemu rodzaju:

- o Kompletne dane taksacyjne pododdziału (wydzielenia)
- o Wszelkie szkody odnotowane w drzewostanie (wywroty, złomy, posusz, inne)
- o Drzewostan na gruntach porolnych

Następnymi podetapami wchodzącymi w proces tworzenia bazy danych były:

- Filtracja i sortowanie dane z SILP do 3 oddzielnych tabel:
- tabeli opisów taksacyjnych
 - o tabeli szkód wyrządzonych w drzewostanie przez wiatr
 - o w tabelach gruntów porolnych.
- Łączenie tabeli danych taksacyjnych z tabelą szkód od wiatru (wywroty i złomy) i tabelą drzewostanów na gruntach porolnych.
- Rekodowanie niektórych cech drzewostanów z tekstowych na numeryczne - na potrzeby programu Idrisi KILIMANJARO.

Poniżej omówione zostały szczegółowo poszczególne etapy tworzenia systemu informacji o szkodach wyrządzonych przez wiatr w drzewostanach poszczególnych powierzchni badawczych.

Etap 1 **Wprowadzenie do Systemu Informacji podkładów rastrowych.**

Przygotowanie i obróbka oraz wprowadzenie do systemu informacji podkładów rastrowych w postaci leśnych map gospodarczych i map topograficznych zostało omówione w rozdziałach 5.3.1 i 5.3.1.1)

Etap 2 **Wprowadzanie danych wektorowych**

Dane wektorowe w postaci zamkniętych poligonów wprowadzono do tworzonego systemu informacji za pomocą metody digitalizacji na ekranie komputera. Na podstawie wcześniej przygotowanych (zarejestrowanych i wpasowanych do układu PUW 1965) podkładów z leśnych map gospodarczych (o czym szerzej wspomniano w rozdziale 5.3.1) dokonano wprowadzenia danych o użytkowaniu terenu.

Najmniejszym, niepodzielnym elementem tej struktury wektorowej, któremu przyporządkowana jest elementarna jednostka **rekordu** w bazie danych, był pododdział leśny, który ustanowiono jej **polem podstawowym**. Pododdział - inaczej wydzielenie – nazywany jest w systemie Standardu Leśnej Mapy Numerycznej (SLMN) obiektem podstawowym. Jest on zapisywany w postaci zbioru plików edytowalnych w programie ArcView 3.2 czy ArcView GIS (między innymi pliku wektorowego O_podst.shp i pliku bazy danych O_podst.dbf). Ten sposób zapisu tak zwanego **tematu** daje możliwości wykorzystania w innych aplikacjach GIS. Szerzej o tych programach traktuje rozdział 5.3.2.

Celem przystosowania wszystkich wykonywanych map do późniejszych analiz prowadzono jednolicie digitalizację ekranową wyróżnionych elementów dla wszystkich powierzchni badawczych. Realizowana była ona zgodnie z zasadami prowadzenia przebiegu granicy środkami rowów, linii oddziałowych i linii ciągłych dróg leśnych wg. SLMN.

Elementem łącznikowym pomiędzy bazami danych należącymi do Systemu Informatycznego Lasów Państwowych (LP) a także Systemów Informacji Przestrzennej GIS/SIP w LP czy numerycznym planem ochrony parków krajobrazowych jest pole **adresu leśnego** zawierającego podstawowe informacje dotyczące numeracji pododdziału.

Pole podstawowe w zastosowanej tu bazie zakodowane zostało w strukturze tematu (zbiorze poligonów) w tabeli (plik *.dbf) pod nazwą >>adr_leśny<<, co odpowiada unikalnemu polu >>address_forest<< pozyskanemu wraz z danymi z SILPu. W strukturze kodu >>address_forest<< zawarte są informacje dotyczące przynależności do odpowiedniej jednostki administracji gospodarki leśnej danego obiektu podstawowego jakim jest pododdział. Poszczególne elementy tego kodu przedstawia Tab. 18.

Tab. 18. Adres leśny w rozbiściu na składowe.

Jednostka w strukturze SILP	Skrót nazwy	Ilość miejsc zajmowanych w tabeli	Przykłady możliwych kodów			Oznaczenie elementu kodu
Regionalna Dyrekcja Lasów Państwowych	RDLP	2	11	12	13	AA
Nadleśnictwo	N-ctwo	2	09	10	15	BB
Obręb nr	Obr	1	1	2	3	C
Nr Leśnictwa	Les	2	01	11	08	DD
Nr Oddziału	oddz	4	13	101A	120	EEEE
Pododdział	Pododdz.	2	a	b	ax	FF
Wydzielenie	wydz	2	99	01	00	GG

Przykładowy wpis adresu leśnego, umieszczany każdorazowo w tabeli tematu - za pomocą programu ArcView (AV) - w kolumnie >>Adr_leśny<< po zdigitalizowaniu poszczególnych pododdziałów wygląda następująco:

13-15 -3-12-101A - ax-00 - *adress_forest* (adres leśny)

AA-BB-C-DD-EEEE-FF-GG - *oznaczenie elementów kodu z Tab. 18.*

Do tak zaadresowanego pola w tabeli dodano pole >>Pow_obl<< (Tab. 19) zawierające powierzchnie [w ha]. Są one automatycznie wyliczane w programie ArcView 3.2, po wpisaniu w oknie kalkulacji pola następującej formuły:

{[shape].ReturnArea/10000}

Tab. 19. Fragment tabeli dla tematu Komorza.shp.

Adress_forest	Pow_obl [ha]
12-12-2-15-55 -a -00	16.95
12-12-2-14-131 -i -00	2.08
12-12-1-03-369 -a -00	5.20
12-12-1-03-369 -a -00	5.00
12-12-1-03-369 -a -00	5.17
12-12-1-03-369 -a -00	5.07

W ten sposób przygotowany temat łączono z pobranymi z SILP danymi poszczególnych Nadleśnictw: taksacyjnymi, ilościowymi dotyczącymi szkód w poszczególnych latach oraz ewidencją gruntów porolnych.

Etap 3 Pobieranie danych z SILP.

Bazę zasilano danymi pobranymi z SILP-u. Dane pobierane były z SILP w każdym Nadleśnictwie, na terenie którego zlokalizowane były powierzchnie badawcze a także z innych Nadleśnictw, położonych w obszarze Borów Tucholskich.

Pobranie następowało za pomocą trzech specjalnie skonstruowanych kwerend, napisanych w języku SQL. Pierwsza z nich (Tab. 20) pobierała obszerne informacje z SILP, dotyczące opisu taksacyjnego drzewostanów. Druga (

Tab. 21) wybierała informacje o szkodach (posusz, wywroty i złomy) dla danego okresu badawczego (np. 1999 - 2003). Trzecia (Tab. 22) pozyskiwała informacje o drzewostanach na glebach porolnych.

Tab. 20. Przykład fragmentu kwerendy w języku SQL. Kwerenda wyszukująca dane taksacyjne z modułu SILP dotyczącego gospodarki leśnej – FOREST.

```

XLODBC
DSN=BD LAS;UID=;Hostname=n1225;ServerID=Informix;DBname=forest;DBuser=;DBauth=;DBoptions=;
SELECT DISTINCT f_arodes.adress_forest, f_arodes.adress_government, f_subarea.area, f_subarea.areatype_cd, f_rod_storey.canopy_density_cd,
f_subarea.inventory_method, f_subarea.maturity_cd, f_subarea.pot_site_type_cd, f_subarea.slope_cd, f_subarea.moisture_cd,
f_subarea.slope_direction_cd, f_subarea.soil_kind_cd, f_subarea.soil_quality_cd, f_subarea.soil_typ_cd, f_subarea.stand_develop_cd,
f_subarea.vegetation_cd, f_rod_storey.rank_order, f_rod_storey.silv_quality1_num, f_rod_storey.silv_quality2_num,
f_rod_storey.slope_direction_cd, f_rod_storey.standdensity_index, f_rod_storey.storey_cd, f_rod_storey.storey_volume, f_rod_storey.volume_flag,
f_storey_species.basal_area, f_storey_species.bhd, f_storey_species.height, f_storey_species.rank_order, f_storey_species.site_class_cd,
f_storey_species.spec_stor_int_num, f_storey_species.species_age, f_storey_species.species_cd, f_storey_species.species_perc,
f_storey_species.storey_cd, f_storey_species.techn_quality_cd, f_storey_species.volume_area, f_storey_species.volume_beginning,
f_storey_species.volume_current FROM forest.f_rod_storey f_rod_storey, forest.f_arodes f_arodes, forest.f_storey_species f_storey_species, for-
est.f_subarea f_subarea WHERE f_subarea.arodes_int_num = f_arodes.arodes_int_num AND f_rod_storey.arodes_int_num =
f_subarea.arodes_int_num AND f_rod_storey.arodes_int_num = f_storey_species.arodes_int_num GROUP BY f_arodes.adress_forest,
f_arodes.adress_government, f_subarea.area, f_subarea.areatype_cd, f_rod_storey.canopy_density_cd, f_subarea.inventory_method,
f_subarea.maturity_cd, f_subarea.pot_site_type_cd, f_subarea.slope_cd, f_subarea.moisture_cd, f_subarea.slope_direction_cd, f_subarea.soil_kind_cd,
f_subarea.soil_quality_cd, f_subarea.soil_typ_cd, f_subarea.stand_develop_cd, f_subarea.vegetation_cd, f_rod_storey.rank_order,
f_rod_storey.silv_quality1_num, f_rod_storey.silv_quality2_num, f_rod_storey.slope_direction_cd, f_rod_storey.standdensity_index,
f_rod_storey.storey_cd, f_rod_storey.storey_volume, f_rod_storey.volume_flag, f_storey_species.basal_area, f_storey_species.bhd,
f_storey_species.height, f_storey_species.rank_order, f_storey_species.site_class_cd, f_storey_species.spec_stor_int_num, f_storey_species.species_age,
f_storey_species.species_cd, f_storey_species.species_perc, f_storey_species.storey_cd, f_storey_species.techn_quality_cd,
f_storey_species.volume_area, f_storey_species.volume_beginning, f_storey_species.volume_current HAVING (f_storey_species.rank_order=1) AND
(f_rod_storey.rank_order=1) OR (f_storey_species.rank_order=1) AND (f_rod_storey.rank_order=1) OR (f_storey_species.rank_order=1) AND
(f_rod_storey.rank_order=1)
adress_forest                                adress_government
area                                          areatype_cd
canopy_density_cdinventory_method           matur-
ity_cdpot_site_type_cdslope_cdmoisture_cdslope_direction_cd
soil_quality_cd soil_typ_cd                 stand_develop_cd
vegetation_cd                               rank_order
silv_quality1_num silv_quality2_num         slope_direction_cd
standdensity_index                         storey_cd
storey_volume                              volume_flag

```

Tab. 21. Przykład kwerendy w języku SQL, wyszukującej wielkość [m³] wszystkich szkód z modułu SILP dotyczącego gospodarki leśnej – FOREST.

```
XLODBC
1
DSN=BD LAS;UID=;Hostname=n1225;ServerID=Informix;DBname=forest;DBuser=;DBauth=;DBoptions=;
SELECT f_ardes.adress_forest, c_wood_pos.begin_qty, c_wood_pos.damage_nr, f_storey_species.species_cd,
c_wood_head.orig_document_dat FROM forest.c_wood_head c_wood_head, forest.c_wood_pos c_wood_pos, forest.f_ard_storey
f_ard_storey, forest.f_ardes f_ardes, forest.f_object_measures f_object_measures, forest.f_storey_species f_storey_species,
forest.f_subarea f_subarea WHERE c_wood_head.stock_nr = c_wood_pos.stock_nr AND f_object_measures.plan_pos =
c_wood_head.plan_pos AND f_object_measures.object_ref = f_ardes.ardes_int_num AND f_storey_species.ardes_int_num =
f_ardes.ardes_int_num AND f_ard_storey.ardes_int_num = f_ardes.ardes_int_num AND f_subarea.ardes_int_num =
f_storey_species.ardes_int_num AND ((c_wood_pos.damage_nr Is Not Null) AND (f_storey_species.rank_order=1) AND
(f_ard_storey.rank_order=1) AND (f_storey_species.site_class_cd Is Not Null))
adress_forest begin_qty
damage_nr species_cd
orig_document_dat
```

Tab. 22. Przykład kwerendy w języku SQL, wyszukującej powierzchnie drzewostanowe na gruntach porolnych w module SILP, dotyczącym gospodarki leśnej – FOREST.

```
XLODBC
1
DSN=BD LAS;UID=;Hostname=n1225;ServerID=Informix;DBname=forest;DBuser=;DBauth=;DBoptions=;
SELECT f_ardes.adress_forest, f_ardes.adress_government, f_ard_stand_pec.pecularity_cd, f_subarea.area FROM
forest.f_ard_stand_pec f_ard_stand_pec, forest.f_ardes f_ardes, forest.f_subarea f_subarea WHERE
f_ardes.ardes_int_num = f_ard_stand_pec.ardes_int_num AND f_subarea.ardes_int_num =
f_ard_stand_pec.ardes_int_num AND ((f_ard_stand_pec.pecularity_cd='POROL'))
adress_forest adress_government
pecularity_cd area
```

Z powyższych kwerend następował eksport danych do formatu arkusza kalkulacyjnego Excel (*.xls) a odpowiednie partie wyżej wymienionych danych wyglądały jak w tabelach: opisy taksacyjnych (Tab. 23), szkody (Tab. 24), drzewostany na glebach porolnych (Tab. 25).

Następnym etapem przed włączeniem pozyskanych danych do bazy była ich selekcja. Z tabeli opisów taksacyjnych wyselekcjonowano rekordy należące do I piętra użytków drzewostanowych z pełnym opisem taksacyjnym. W wyniku selekcji powstała tabela zawierająca następujące cechy drzewostanu: Adr_forest [adr-leśny], Zwarcie, Typ siedliskowy [TSL], Bonitacja drzewostanu, Wiek gatunku, Gatunek panujący, Udział gatunku (Tab. 26).

Tabelę zawierającą szkody przesortowano względem daty zapisu o pozyskaniu określonej ilości drewna z danego wydzielenia. Na podstawie kodów rodzajów szkód odrzucono szkody nie będą-

ce, ani wywrotami, ani złomami. Powstałe tabele dla poszczególnych lat obrachunkowych posortowano względem lokalizacji wystąpienia szkody (pododdział) i gatunku, dla którego odnotowano daną szkodę. Przy pomocy tabel przestawnych (MS Excel) obliczono ilość szkód (pozyskanego drewna) w [m³] dla poszczególnych pododdziałów (Tab. 27).

Tab. 23. Przykład tabeli pozyskanej z SILP, zawierającej opis taksacyjny dla Nadleśnictwa Rytel za 2004 r.

adres_forest	area	Area type_cd	Canopy density_cd	inventory_method	maturity_cd	pot_site_type_cd	moisture_cd	soil_kind_cd	soil_quality_cd	soil_typ_cd	stand_develop_cd	vegetation_cd	silv quality1 num	silv quality2 num	storey cd	storey_volume	basal_area	bhd	height	site_class_cd	species_age	species_cd	species_perc	storey_cd	techn quality cd	volume_area	volume_beginning	volume_current
12-15-1-01-87 -a -00	12.52	D-STAN	UM	PW	W	BŚW	SS	PG	IV	BL	DRZEW	MSZ	2	3	IP	231	34.6	8	12.6	II.5	42	SO	9	IP	0	169	231.4	
12-15-1-01-87 -b -00	0.42	D-STAN	UM		W	BŚW					DRZEW	ZAD	2	2	IP	56			8.6	II.5	22	SO	7	IP	0	0	37.8	
12-15-1-01-87 -c -00	4.46	D-STAN	UM		W	BŚW					DRZEW	MSZ	2	2	IP	47			7.0	II	22	SO	9	IP	0		47.4	
12-15-1-01-87 -d -00	5.42	D-STAN	UM		W	BŚW	JW				DRZEW	ZAD	2	2	IP				3.5	III	15	SO	8	IP	0		0.0	
12-15-1-01-88 -a -00	12.19	D-STAN	UM	PR	W	BŚW				T	DRZEW	ZAD			IP	261	29.5	21	18.8	III	78	SO	9	IP	3	0	247	260.9
12-15-1-01-88 -b -00	16.48	D-STAN	UM	PR	W	BŚW			V		DRZEW	ZAD	2	3	IP	254	31.7	15	16.4	II	52	SO	9	IP	0	218	253.9	
12-15-1-01-89 -a -00	4.7	D-STAN	UM	PR	W	BŚW			PL		DRZEW	ZAD	2	2	IP	300	32.4	21	19.0	II.5	69	SO	8	IP	0	280	299.9	
12-15-1-01-89 -b -00	5.01	D-STAN	UM	PR	W	BŚW					DRZEW	ZAD	2	3	IP	240	31.7	15	16.4	II	54	SO	8	IP	0	218	240.3	
12-15-1-01-89 -c -00	12.53	D-STAN	UM	PW	W	BŚW					DRZEW	MSZ	2	2	IP	184	25.3	12	13.5	II.5	44	SO	8	IP	0	141	183.8	
12-15-1-01-89 -d -00	5.47	D-STAN	UM	SZW	W	BŚW	S			IV	DRZEW	MSZ	2	2	IP	206		9	11.9	II	36	SO	8	IP	0	140	206.1	
12-15-1-01-18 -b -00	5.66	D-STAN	UM	PR	W	BŚW			PS		DRZEW	ZAD	2	2	IP	234	31.7	15	16.4	II	52	SO	9	IP	0	218	234.0	
12-15-1-01-18 -c -00	3.72	D-STAN	PEŁ	SZW	W	BŚW					DRZEW	ZAD	2	2	IP	233		15	18.1	I	40	SO	9	IP	0	190	232.9	
12-15-1-01-18 -d -00	2.48	D-STAN	PEŁ	PR	W	BŚW					DRZEW	ZAD	2	2	IP	250	33.2	14	15.4	II	52	SO	9	IP	0	226	249.7	
12-15-1-01-18 -f -00	4.59	D-STAN	PEŁ	PW	W	BŚW	O	PL	III	RD	DRZEW	ZAD	2	2	IP	226	28	16	16.0	I	42	SO	7	IP	0	186	226.5	
12-15-1-01-18 -g -00	6.96	D-STAN	PEŁ	SZW	W	BŚW		PL		RD	DRZEW	ZAD	2	2	IP	157		8	13.3	I	33	SO	7	IP	0	110	156.9	
12-15-1-01-18 -h -00	1.03	D-STAN	PRZ	SZW	W	BB	M				DRZEW	ZAD			IP	176		21	16.5	IV	96	SO	7	IP	3	0	130	127.5
12-15-1-01-111 -a -00	15.72	D-STAN	UM	PR	W	BŚW			TW		DRZEW	ZAD	2	2	IP	305	31.9	19	18.2	II	62	SO	9	IP	0	262	304.7	
12-15-1-01-111 -b -00	2.54	D-STAN	UM	SZW	W	BŚW	M			VI	DRZEW	ZAD	2	2	IP	250		15	17.1	A.5	43	SO	8	IP	0	240	249.7	
12-15-1-01-111 -c -00	2.61	D-STAN	UM	SZW	W	BŚW			TP		DRZEW	ZAD	2	2	IP	182		14	15.8	I.5	43	SO	8	IP	0	180	182.1	
12-15-1-01-111 -d -00	2.76	D-STAN	UM	PR	W	BŚW					DRZEW	ZAD			IP	355	32.5	27	22.7	II	91	SO	8	IP	3	0	327	355.3
12-15-1-01-111 -f -00	2.18	D-STAN	UM	SZW	W	BŚW					DRZEW	ZAD	2	2	IP	98		8	8.3	I.5	28	SO	8	IP	0	50	97.9	
12-15-1-01-112 -a -00	1.81	D-STAN	PEŁ	SZW	W	BŚW		PG		RD	DRZEW	ZAD	2	2	IP	242		19	19.1	A.5	45	SO	8	IP	0	240	241.6	
12-15-1-01-112 -b -00	20.67	D-STAN	UM	PR	W	BŚW				IV	DRZEW	ZAD			IP	355	32.5	27	22.7	II	94	SO	8	IP	3	0	327	355.3
12-15-1-01-112 -c -00	1.77	D-STAN	UM	SZW	W	BŚW					DRZEW	ZAD	3	2	IP	57		8	8.8	II.5	32	SO	9	IP	0	40	51.5	
12-15-1-01-112 -d -00	1.23	D-STAN	PRZ	PR	W	BŚW					DRZEW	ZAD			IP	304	29.3	31	21.4	III	116	SO	8	IP	3	0	284	304.4
12-15-1-01-113 -a -00	20.54	D-STAN	UM	PR	W	BŚW			TN		DRZEW	ZAD			IP	294	31.0	24	19.6	III	94	SO	8	IP	3	0	276	293.8
12-15-1-01-113 -b -00	2.95	D-STAN	UM	PR	W	BŚW					DRZEW	MSZ	2	2	IP	229	31.7	15	16.5	II	50	SO	8	IP	0	218	229.2	
12-15-1-01-113 -c -00	1.29	D-STAN	PRZ	PR	W	BŚW	Ś				DRZEW	ZAD			IP	368	30.9	35	24.4	II.5	126	SO	8	IP	3	0	347	367.8
12-15-1-01-113 -d -00	1.08	D-STAN	UM	PR	W	BŚW					DRZEW	ZAD	2	2	IP	233	31.7	15	16.5	II	50	SO	8	IP	0	218	232.9	

Tab. 24. Przykład tabeli pozyskanej z SILP i zawierającej szkody dla Nadleśnictwa Rytel z 1999 r.

adress forest	begin qty	damage nr	species cd	orig document dat
12-15-2-08-106 -b -00	0.36	33	SO	1999-01-07
12-15-2-08-106 -b -00	0.43	12	SO	1999-01-07
12-15-2-08-106 -b -00	0.21	11	SO	1999-01-07
12-15-2-08-106 -b -00	0.21	11	SO	1999-01-07
12-15-2-08-106 -b -00	0.33	33	SO	1999-01-07
12-15-2-08-106 -b -00	0.33	12	SO	1999-01-07
12-15-2-08-106 -b -00	0.26	11	SO	1999-01-07
12-15-2-08-132 -g -00	0.49	7	SO	1999-01-07
12-15-2-08-132 -g -00	0.57	11	SO	1999-01-07
12-15-2-08-132 -g -00	0.65	11	SO	1999-01-07
12-15-2-08-132 -g -00	0.19	11	SO	1999-01-07
12-15-2-08-132 -g -00	0.83	11	SO	1999-01-07
12-15-2-08-132 -g -00	0.48	12	SO	1999-01-07
12-15-2-08-132 -g -00	0.36	11	SO	1999-01-07
12-15-2-08-132 -h -00	0.40	33	SO	1999-01-07
12-15-2-08-132 -h -00	0.34	11	SO	1999-01-07
12-15-2-08-132 -h -00	0.86	33	SO	1999-01-07
12-15-2-08-132 -h -00	0.23	7	SO	1999-01-07
12-15-2-08-132 -h -00	0.58	11	SO	1999-01-07
12-15-2-08-132 -h -00	0.49	33	SO	1999-01-07
12-15-2-08-132 -h -00	0.97	11	SO	1999-01-07
12-15-2-08-132 -h -00	0.24	11	SO	1999-01-07
12-15-2-08-132 -h -00	0.53	11	SO	1999-01-07
12-15-2-08-132 -h -00	0.48	12	SO	1999-01-07
12-15-2-08-132 -h -00	0.55	7	SO	1999-01-07
12-15-2-08-132 -h -00	0.55	11	SO	1999-01-07

Tab. 25. Przykład fragmentu tabeli pozyskanej z SILP i zawierającej wydzielenia na gruntach porolnych dla Nadleśnictwa Rytel w 2004 r.

Adress forest	Area	POROL
12-15-1-01-116 -i -00	0.88	tak
12-15-1-01-116 -m -00	0.69	tak
12-15-1-01-116 -o -00	2.86	tak
12-15-1-01-135 -b -00	1.77	tak
12-15-1-01-138 -c -00	1.59	tak
12-15-1-01-138 -j -00	0.32	tak
12-15-1-01-140 -c -00	0.72	tak
12-15-1-01-140 -d -00	1.77	tak
12-15-1-01-140 -k -00	0.29	tak
12-15-1-01-141 -a -00	2.09	tak
12-15-1-01-141 -b -00	0.64	tak
12-15-1-01-141 -c -00	1.1	tak
12-15-1-01-141 -d -00	1.89	tak
12-15-1-01-141 -h -00	1.76	tak
12-15-1-01-162 -a -00	5.86	tak
12-15-1-01-162 -b -00	0.87	tak
12-15-1-01-162 -d -00	2.13	tak
12-15-1-01-162 -g -00	1.95	tak
12-15-1-01-162 -h -00	1.05	tak
12-15-1-01-162 -i -00	2.17	tak
12-15-1-01-162 -j -00	1.9	tak
12-15-1-01-163 -a -00	3.84	tak

Tab. 26. Przykładowa tabela opisów taksacyjnych dla powierzchni badawczej Kruszyn.

Nazwa pola	Adr_forest	Zwarcie	TSL	Bonitacja-drzewostanu	Wiek gatunku	Gatunek	Udz_gat
Typ pola	Tekstowe	Tekstowe	Tekstowe	Tekstowe	Numeryczne	Tekst	Numeryczne
	12-12-1-01-110 -b -00	PEŁ	Lśw	II	15	SO	10
	12-12-1-01-110 -c -00	UM	Bśw	II	64	SO	10
	12-12-1-01-110 -d -00	PEŁ	Bśw	III	15	SO	10
	12-12-1-01-110 -f -00	UM	Bśw	IV	30	SO	10
	12-12-1-01-110 -g -00	UM	Lw	II	38	SO	10
	12-12-1-01-111 -a -00	PRZ	Bśw	II	6	SO	9
	12-12-1-01-111 -b -00	UM	LMw	III	111	SO	10
	12-12-1-01-111 -c -00	UM	Bśw	IA.5	41	SO	9
	12-12-1-01-111 -d -00	PEŁ	Bśw	II	66	SO	10
	12-12-1-01-111 -f -00	UM	Bśw	II	11	SO	9
	12-12-1-01-111 -g -00	UM	Bśw	II.5	43	SO	10

Tab. 27. Tabela z opisem szkód w wybranych pododdziałach powierzchni badawczej Kruszyn.

Adres leśny	Kod szkody	Gatunek	Szkoda [m ³]	Data pozyskania drewna
Adress forest	Damage nr	Species cd	Begin qty	Orig document dat
12-12-2-15-55 -a -00	12	SO	7.46	2000-01-01
12-12-2-14-131 -i -00	12	SO	0.25	2000-01-03
12-12-1-03-369 -a -00	12	SO	0.52	2000-01-03
12-12-1-03-369 -b -00	12	SO	0.30	2000-01-03
12-12-1-03-369 -c -00	12	SO	0.31	2000-02-23
12-12-1-03-369 -d -00	12	SO	1.37	2000-02-28

Następnie w programie ArcView połączono powstałe w ten sposób następujące tabele: tematu dla danej powierzchni badawczej (np. Komorza) zawierającej adres leśny i powierzchnię w [ha] z tabelami szkód (z SILP), wskazując jako pole do łączenia pole >>adress_forest<< . Uzyskano w ten sposób tabelę zbiorczą z możliwością automatycznego wyliczenia szkód na hektar powierzchni pododdziału (Tab. 29).

Tab. 28. Tabela z opisem szkód (wywroty i złomy) w przeliczeniu na 1ha powierzchni wybranych pododdziałów.

Adres leśny	Pow_Obl [ha]	Szkoda [m ³ /ha]	Kod szkody	Gatunek	Szkoda [m ³]	Data pozyskania drewna
Adress_forest	Pow_Obl [ha]	Begin_qty/ha	Damage_nr	Species_cd	Begin_qty	Orig_document_dat
12-12-2-15-55 -a -00	16.95	0.44	12	SO	7.46	2000-01-01
12-12-2-14-131 -i -00	2.08	0.12	12	SO	0.25	2000-01-03
12-12-1-03-369 -a -00	5.20	0.1	12	SO	0.52	2000-01-03
12-12-1-03-369 -b -00	5.00	0.06	12	SO	0.30	2000-01-03
12-12-1-03-369 -c -00	5.17	0.06	12	SO	0.31	2000-02-23
12-12-1-03-369 -d -00	5.07	0.27	12	SO	1.37	2000-02-28

Kolejnym krokiem było wyliczenie sumarycznej ilości pozyskanego (powstałych ze szkód w wyniku działania wiatru) drewna na 1ha powierzchni pododdziału w danym roku. Uzyskano to poprzez tabele przestawne arkusza kalkulacyjnego Excel. Wynikiem tej operacji były tabele jak w przykładzie w Tab. 29. Tak przygotowane dane połączono następnie za pomocą programu ArView 3.2 w Obrębie poszczególnych tematów (poligonów badawczych) w tabele zbiorcze zawierające: opis taksacyjny, szkody w wybranych latach i informacje o glebach (porolne/naturalne). Przykład takich danych przedstawia Tab. 30.

Tab. 29. Sposób prezentowania łącznych szkód w latach 2000-2003na przykładzie powierzchni badawczej Kruszyn.

Adres leśny	Powierzchnia	Szkody z roku 2000	Szkody z roku 2001	Szkody z roku 2002	Szkody z roku 2003
ADR_FOREST	POW_OBL [ha]	KRU_2000_ha [m ³ /ha]	KRU_2001_ha [m ³ /ha]	KRU_2002_ha [m ³ /ha]	KRU_2003_ha [m ³ /ha]
12-12-2-11-178 -a -00	3.847	0.00	0.00	0.00	0.00
12-12-2-11-178 -c -00	0.412	0.00	0.00	13.31	0.00
12-12-2-11-178 -b -00	18.870	1.12	0.00	0.14	0.02
12-12-2-11-178 -d -00	0.887	0.00	0.00	0.00	0.00
12-12-2-11-178 -f -00	1.038	0.00	0.00	0.00	0.00
12-12-2-11-177 -a -00	8.989	2.16	0.00	0.81	0.00
12-12-2-11-177 -b -00	6.490	1.16	0.00	0.47	0.00
12-12-2-11-177 -f -00	1.212	2.14	0.00	0.35	0.00
12-12-2-11-177 -d -00	1.606	0.00	0.00	0.00	0.00
12-12-2-11-177 -g -00	2.167	0.00	0.00	0.00	0.00
12-12-2-11-177 -c -00	4.707	0.00	0.00	0.36	0.00
12-12-2-11-176 -a -00	18.623	1.55	0.00	0.81	0.00
12-12-2-11-176 -b -00	3.243	0.48	0.00	0.00	0.00
12-12-2-11-176 -c -00	1.006	0.00	0.00	0.00	0.00
12-12-2-11-176 -d -00	0.996	0.00	0.00	0.00	0.00
12-12-2-11-175 -a -00	9.207	2.14	0.00	0.00	0.00

Tab. 30. Przykład tabeli zbiorczej dla powierzchni badawczej Okręglik - Olszyny, prezentującej szkody w latach 2000 – 2003 oraz opis taksacyjny i występowanie gleb porolnych.

Adres - leśny	Klasy wieku drzewostanu								Szkody w okresie 2000-2003 [m ³ /ha]				Suma szkód [m ³ *ha ⁻¹]	GATUNEK	UDZ_GAT	
	POW_OBL	ZWARCIE	TYP_SIEDL	BONITACJA	CL_00	CL_01	CL_02	CL_03	POROLNE	CZRY_00_HA	CZRY_01_HA	CZRY_02_HA				CZRY_03_HA
12-03-2-09-75 -g -00	1.54	UM	Bśw	II.5	4	4	4	4	nie	0.9	0	0	0	0.9	SO	9
12-03-2-09-75 -f -00	1.74	PEL	Bśw	II	1	1	1	1	nie	0	0	0	0	0	SO	10
12-03-2-09-75 -b -00	8.68	UM	Bśw	I.5	2	2	2	2	nie	0	0	0	0	0	SO	10
12-03-2-09-75 -a -00	1.08	PRZ	Bśw	II.5	5	5	5	5	nie	0	0	0	0	0	SO	10
12-03-2-09-75 -c -00	1.62	UM	BMśw	IA	3	3	3	3	tak	3.17	0	0	0	3.17	SO	9
12-03-2-09-75 -d -00	2.38	UM	Bśw	II.5	6	6	6	6	nie	0	0	1.46	0	1.46	SO	10
12-03-2-09-75 -h -00	4.59	UM	Bśw	II	3	3	3	3	tak	0.54	0	0	0	0.54	SO	10
12-03-2-09-76 -a -00	6.9	PRZ	Bśw	II	6	6	6	6	tak	14.47	1.21	0	0.16	15.84	SO	10
12-03-2-09-76 -b -00	0.34	UM	BMśw	IA.5	3	3	3	3	nie	0	0	0	9.24	9.24	SO	10
12-03-2-09-76 -c -00	0.7	PRZ	BMśw	I.5	5	5	5	5	nie	3.12	0	0	0	3.12	SO	8
12-03-2-09-76 -l -00	1.02	UM	BMśw	I	2	2	2	2	tak	10.91	0	0	6.66	17.57	SO	10
12-03-2-09-74 -f -00	3.81	PEL	Bśw	II	1	1	1	1	tak	0	0	0	0	0	SO	10
12-03-2-09-74 -d -00	4.11	PEL	Bśw	II.5	1	2	2	2	nie	0	0	0	0	0	SO	10
12-03-2-09-74 -g -00	3.94	UM	Bśw	II	3	3	3	3	nie	0	0	0	0	0	SO	10
12-03-2-09-74 -c -00	7.98	PEL	Bśw	II	2	2	2	2	nie	0	0	0	0	0	SO	10
12-03-2-09-74 -b -00	4.07	UM	Bśw	II	2	2	2	2	tak	2.09	0	0	0	2.09	SO	10
12-03-2-09-74 -a -00	2.49	UM	Bśw	II	3	3	3	3	nie	2.6	2.08	0	0	4.68	SO	10
12-03-2-09-87 -a -00	0.56	UM	Bśw	II	3	3	3	3	nie	0	0	0	0	0	SO	10
12-03-2-09-87 -b -00	2	PEL	Bśw	II	1	1	1	1	nie	0	0	0	0	0	SO	8
12-03-2-09-87 -d -00	0.98	UM	Bśw	II	3	3	3	3	nie	0	0	0	0	0	SO	10
12-03-2-09-87 -f -00	1.19	UM	Bśw	II	2	3	3	3	nie	0	0	0	0	0	SO	10
12-03-2-09-87 -h -00	0.95	UM	Bśw	I.5	3	3	3	3	nie	0	0	0	0	0	SO	10

5.3.3.2 Budowa bazy danych dla Parku Narodowego Bory Tucholskie

Z uwagi na to, iż Park Narodowy „Bory Tucholskie” nie posiada Systemu Informatycznego, w takim rozumieniu w jakim mają je wszystkie Nadleśnictwa na terenie kraju (czyli SILP), konieczne było ręczne przepisanie zawartości opisu taksacyjnego z Planu Urządzenia PNBT do tabel zwektoryzowanego wcześniej stanu posiadania parku. Odpowiednikiem Pola >>adres_forest<< w tabeli tematu „PNBT” było pole >>Adres<<, zawierające nr oddziału i literę pododdziału. Reszta pól w tabeli bazy tematu (zapisana w pliku programu ArcView o rozszerzeniu *.dbf) zawierała informacje analogiczne jak w przypadku tabel opisów taksacyjnych pobranych z SILP-u dla potrzeb niniejszego

opracowania. Zawierała ona następujące kategorie: adres, powierzchnie w [ha], kategorie użytkowania, gatunek dominujący, typ siedliskowy, zwarcie, pierśnicę, wysokość, bonitację i wiek drzewostanu poszczególnych latach (Tab. 31). Wiek drzewostanu zamieniono na klasy wieku i umieszczono w dalszych kolumnach.

Oprócz wyżej wymienionej tabeli dołączono do bazy tabelę zakresu (podział ze względu na gatunki i czas powstania szkód) i objętości szkód, dostarczone przez odpowiednie służby parkowe (PNBT) w postaci plików excel'owskich. Przykładowe dane prezentuje Tab. 32. Następnie w arkuszu kalkulacyjnym przeliczono szkody w podziale na hektar powierzchni pododdziału w danym roku (Tab. 33).

Tab. 31. Opisy taksacyjne pododdziałów leśnych wygenerowane z bazy danych PN „Bory Tucholskie”.

ADRES	KATEGORIA	GATUNEK	TYP_SIEDLI	ZWARCIE	PIERŚNICA	WYSOKOŚĆ	BONITACJA	WIEK_1999	WIEK_2000	WIEK_2001	WIEK_2002	WIEK_2003
1a	las	sosna	Bśw	pełne	30	22	II.5	100	101	102	103	104
2a	las	sosna	Bśw	umiarkowane	28	22	III	104	29	30	31	32
3i	las	sosna	Bśw	umiarkowane	26	22	II	104	105	106	107	108
4a	las	sosna	Bśw	umiarkowane	13	13	II.5	44	105	106	107	108
4b	las	sosna	Bśw	umiarkowane	14	15	III	54	45	46	47	48
4c	las	sosna	Bśw	pełne	0	6	III.5	26	55	56	57	58
4d	las	sosna	Bśw	umiarkowane	21	16	III.5	87	27	28	29	30
5a	las	sosna	Bśw	umiarkowane	13	12	III	44	88	89	90	91
5b	las	sosna	Bśw	pełne	9	10	III	34	45	46	47	48
5d	las	sosna	Bśw	umiarkowane	0	2	IV	20	35	36	37	38
5c	las	sosna	Bśw	umiarkowane	21	17	III.5	89	21	22	23	24
6a	las	sosna	Bśw	umiarkowane	13	13	III.5	55	90	91	92	93
6b	las	sosna	Bśw	umiarkowane	22	18	III.5	90	56	57	58	59
6d	las	sosna	Bśw	pełne	11	11	III	40	91	92	93	94
6c	las	sosna	Bśw	umiarkowane	12	13	III.5	57	41	42	43	44
7a	las	sosna	Bśw	umiarkowane	10	10	III	37	58	59	60	61
7b	las	sosna	Bśw	pełne	0	6	III.5	25	38	39	40	41
7f	las	sosna	Bśw	pełne	7	8	III	28	26	27	28	29
7d	las	sosna	Bśw	umiarkowane	19	15	III.5	67	29	30	31	32
7c	las	sosna	Bśw	umiarkowane	19	16	III.5	82	68	69	70	71
8d	las	sosna	Bśw	pełne	0	4	IV	22	83	84	85	86
8c	las	sosna	Bśw	pełne	7	7	III	27	23	24	25	26

Tab. 32. Przykład tabeli pozyskanej z bazy danych PNBT, prezentującej wielkość szkód wg na gatunków za lata 1999 – 2003.

Oddział pododdział	Powierzchnia	Szkody wg gatunków w 1999 r.				Szkody w 1999 r. [m ³]	Szkody wg gatunków w 2000 r.				Szkody w 2000 r. [m ³]	Szkody wg gatunków w 2001 r.				Szkody w 2001 r. [m ³]	Szkody wg gatunków w 2002 r.				Szkody w 2002 r. [m ³]	Szkody wg gatunków w 2003 r.			
		{Ha}	Brzoza	Olcha	Sosna		Świerk	Gatunki razem	Brzoza	Olcha		Sosna	Świerk	Gatunki razem	Brzoza		Olcha	Sosna	Świerk	Gatunki razem		Brzoza	Olcha	Sosna	Świerk
ADRES_STARTY	POW_OBL	BRZ_99	OL_99	SO_99	SW_99	TOTAL_99	BRZ_00	OL_00	SO_00	SW_00	TOTAL_00	BRZ_01	OL_01	SO_01	SW_01	TOTAL_01	BRZ_02	OL_02	SO_02	SW_02	TOTAL_02	BRZ_03	OL_03	SO_03	SW_03
7a	14.93	0.5	0.5	0.00	0.00	1.00	0.50	0.0	4.00	0.0	4.50	0.50	0.00	3.00	0.00	3.50	1.00	0.00	15.3	0.00	16.3	0.00	0.00	0.00	0.00
7c	0.80	0.0	0.0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
8i	7.83	1.0	0.0	0.00	0.00	1.00	0.00	0.0	4.26	0.0	4.26	1.00	0.00	2.00	0.00	3.00	1.00	0.00	4.76	0.00	5.76	0.00	0.00	1.00	0.00
9k	2.13	0.0	0.0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.0	0.37	0.0	0.37	0.00	0.00	0.50	0.00	0.50	0.00	0.00	0.50	0.00	0.50	0.00	0.00	0.00	0.00
10a	0.93	0.0	0.0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.50	0.00	0.50	0.00	0.00	0.00	0.00
10c	1.47	0.0	0.0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
10d	2.09	0.0	0.0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	4.52	0.00	4.52	0.00	0.00	0.00	0.00
11a	5.08	0.0	0.0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
11b	4.99	0.0	0.0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.50	0.00	0.00
11d	1.23	0.0	0.0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
11c	9.00	0.0	0.0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.0	5.34	0.0	5.34	0.00	0.00	0.50	0.00	0.50	0.00	0.00	5.18	0.00	5.18	0.00	0.00	0.50	0.00
12a	1.86	0.0	0.0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.50	0.00	0.50	0.00	0.00	0.50	0.00	0.50	0.00	0.00	0.00	0.00
12b	4.67	0.0	0.0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.50	0.00	0.50	0.00	0.00	0.50	0.00	0.50	0.00	0.00	0.00	0.00
12d	3.67	0.0	0.0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
12c	9.02	0.0	0.0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.0	4.72	0.0	4.72	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00	0.00	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00

Dane dotyczące szkód spowodowanych przez wiatr w PN „Bory Tucholskie” podawane przez w/w służby dotyczyły wydzielen według starego planu urządzenia parku narodowego, nawiązującego do planu urządzenia lasu z Nadleśnictwa Rytel. Na podstawie takich właśnie danych, leśnych map przeglądowych z lat poprzedzających nowy plan urządzeniowy z roku 2000 dokonano digitalizacji ekranowej sytuacji rozkładu wydzielen dla PNBT. Park do roku 2003 podawał włącznie zestawienie szkód według tak zwanego „starego urządzenia”. Natomiast dane wektorowe dotyczące „nowego urządzenia” pozyskane zostały na podstawie zaktualizowanych leśnych map przeglądowych Parku Narodowego „Bory Tucholskie”. W uzupełnionej na podstawie najnowszych operatów urządzeniowych bazie danych znalazły się więc nowe, niezgodne ze starym podziałem opisy taksacyjne. Zaistniał więc problem połączenia dwóch warstw wektorowych ze sobą, aby uzyskać pełny obraz sytuacji i pełną bazę danych. Do połączenia tych dwóch typów danych dla PNBT posłużył program Idrisi

KILIMANJARO, właściwie aplikacja eksportująca zbiorcze dane do formatu plików tabeli programu Statistica 5.0. Aby jednak mogło do tego dojść, należało najpierw zamienić - dla wymagań Idrisi – dane wektorowe z bazy na rastrowe, przetwarzalne w programie Idrisi KILIMANJARO.

Tab. 33. Przykład tabeli pozyskanej z bazy danych PNBT, prezentującej wielkość szkód w przeliczeniu na hektar powierzchni pododdziału za lata 1999 – 2003.

	ADRES_STARY	POW_OBL [ha]	TOTAL_99_Ha	TOTAL_00_Ha	TOTAL_01_Ha	TOTAL_02_Ha	TOTAL_03_Ha
		[ha]	[m ³ /ha]	[m ³ /ha]	[m ³ /ha]	[m ³ /ha]	[m ³ /ha]
7a		14.93	0.07	0.30	0.23	1.10	0.000
7c		0.80	0.00	0.00	0.00	0.00	0.000
8i		7.83	0.13	0.54	0.38	0.74	0.128
9k		2.13	0.00	0.17	0.23	0.23	0.000
10a		0.93	0.00	0.00	0.00	0.54	0.000
10c		1.47	0.00	0.00	0.00	0.00	0.000
10d		2.09	0.00	0.00	0.00	2.17	0.000
11a		5.08	0.00	0.00	0.00	0.00	0.000
11b		4.99	0.00	0.00	0.00	0.00	0.100
11d		1.23	0.00	0.00	0.00	0.00	0.000
11c		9.00	0.00	0.59	0.06	0.58	0.056
12a		1.86	0.00	0.00	0.27	0.27	0.000
12b		4.67	0.00	0.00	0.11	0.11	0.000
12d		3.67	0.00	0.00	0.00	0.00	0.000
12c		9.02	0.00	0.52	0.00	0.11	0.000
13b		5.26	0.00	0.00	0.00	0.00	0.000
13f		0.83	0.00	0.00	0.00	0.00	0.000
13d		2.63	0.00	0.38	0.57	0.00	0.000
14d		3.47	0.00	0.00	0.00	0.00	0.000
14c		2.24	0.00	0.00	0.00	0.00	0.000
14b		2.58	0.00	0.00	0.19	0.19	0.000
14a		2.79	0.00	0.00	0.00	0.00	0.000

Procedurę przejścia od danych zawartych w tabeli bazy danych (*.dbf) do pliku wyjściowego w postaci tabeli Statistica (*.sta) opisano poniżej.

Ponieważ Idrisi jako atrybuty rastra może przyjmować tylko wartości liczbowe, należało każdą wartość cechy opisu taksacyjnego zamienić na liczbę. W związku z tym poczynając od kategorii ‘Gatunek dominujący’ poprzez ‘Typ siedliskowy’, ‘Zwarcie’ i ‘Bonitację drzewostanu’ zamieniono

na cyfry będące tylko odnośnikami poszczególnych cech drzewostanu, ale nie w sposób wartościujący. Symbole cyfrowe jakimi oznaczono poszczególne gatunki dominujące przedstawia Tab. 34.

Tab. 34. Zamiana symboli gatunków na cyfry dla powierzchni badawczej PNBT.

Oznaczenie w bazie	Gatunek	Cyfra
Db	Dąb	1
Mo	Modrzew	2
Ol	Olsza	3
So	Sosna	4
Sw	Świerk	5
Brz	Brzoza	6
SoWe	Sosna Wejmutka	7
Db.B	Dąb Bezszypułkowy	8
	inne	0

W tabelach od 34 do 36 przedstawiono kolejno zamianę na symbole cyfrowe: Tab. 35-Typów siedliskowych, Tab. 36 – Zwarcia, Tab. 37 – Bonitacji drzewostanu.

Tab. 35. Zamiana symboli Typów siedliskowych lasu na cyfry dla powierzchni badawczej PNBT.

Oznaczenie w SILP	Typ Siedliskowy Lasu	Cyfra
BS	Bs	1
BŚW	Bśw	2
BW	Bw	3
BB	Bb	4
BMSW	BMśw	5
BMW	BMw	6
BMB	BMb	7
LMSW	LMśw	8
LMW	LMw	9
LMB	LMb	10
LSW	Lśw	11
LW	Lw	12
OL	Ol	13
OLJ	OlJ	14

Tab. 36. Zamiana symboli zwarcia na cyfry dla powierzchni badawczej PNBT.

Zwarcie	Cyfra
Luźne	1
Przerzedzone	2
Umiarkowane	3
Pełne	4
Brak	0

Tab. 37. Zamiana symboli bonitacji drzewostanu na cyfry dla powierzchni badawczej PNBT.

Bonitacja	Cyfra
I	1
I.5	2
IA	3
IA.5	4
II	5
II.5	6
III	7
III.5	8
IV	9
IV.5	10
V	11
VI	12

5.3.3.3 Wyodrębnienie dodatkowych cech siedliska i ich dekodowanie na potrzeby Idrisi KILIMANJARO

Na postawie występującego w danym pododdziale dominującego typu siedliskowego drzewostanu (TSL) podjęto się próby wyekstrahowania z niego takich cech siedliska jak żyzność i wilgotność.

Pojęcie żyźności gleby łączy się nie tylko z jej zasobnością, ale z ogółem cech glebowych i jest ich biologiczną wypadkową (Terlikowki 1958).

Za żyźność gleby przyjmuje się zatem (Ehwald 1963, Prusinkiewicz i Plichta 1965) „jej zdolność do zaspokajania wszystkich edaficznych potrzeb życiowych różnych roślin w ramach możliwości stwarzanych przez pozostałe czynniki siedliskowe”. Mówi się o żyźności naturalnej i sztucznej oraz potencjalnej i rzeczywistej (efektywnej) gleby, ale właściwie powinno się rozróżniać typy żyźności siedliska a nie gleby (Puchalski i Prusinkiewicz 1975, 1990). Istniało wiele podejść do mierzalności żyźności gleby czy też raczej siedliska. Cechę ta można było mierzyć według jednych autorów (Ehwald 1963) jedynie w sposób pośredni, to jest na podstawie jej przejawów. Inni sądzili, że ocena ilościowa stopnia żyźności jest niemożliwa (Kwinichidze 1957). Podejmowano także próby obliczenia wskaźnika żyźności gleby na postawie całej wyprodukowanej biomasy stosując pomiar objętościowy lub wagowy. Oprócz nich proponowano oznaczanie liczby kalorii związanej w masie roślinnej (Puchalski i Prusinkiewicz 1975). Zarzucono go jednak ze względu na to, iż kaloryczność produkowanych przez rośliny substancji organicznych jest cechą gatunkową poszczególnych roślin. Nie może więc zależeć ona od żyźności i ani wskazywać jej poziomu. Inną miarą poziomu żyźności mogłaby być abundancja, czyli liczba organizmów żyjących w glebie (na jej określonej wcześniej powierzchni lub w pewnej objętości). Ją także uznano za miarę niedostatecznie dokładnie określającą żyźność (Puchalski i Prusinkiewicz 1990).

Według Prusinkiewicza i Plichty (1965) dobrą miarą żyzności może być liczba gatunków roślin naczyniowych zaobserwowanych w danym siedlisku czy na badanej glebie. Autorzy tezę tą poparli serią badań struktury gatunkowej głównych fitocenoz leśnych różnych rejonów niżu polskiego. Wyniki tych badań opracowane na podstawie analiz 735 publikowanych zdjęć florystycznych przedstawia Ryc. 54.

W lasach zniekształconych w umiarkowanym stopniu przez działalność ludzką zróżnicowanie gatunkowe szaty roślinnej determinowane jest głównie poprzez czynniki siedliskowe, przede wszystkim zaś przez uwarunkowania edaficzne (Puchalski i Prusinkiewicz 1990). Dlatego żyzność siedlisk oceniono na podstawie liczebności gatunków roślin naczyniowych poszczególnych zespołach klasyfikacji syntaksonomicznej. Poszczególne kategorie żyzności przedstawia Tab. 38. Każdy z ośmiu typów żyzności gleb polskich określony jest przez odpowiednio oszacowaną przez Prusinkiewicza (1970) liczbę gatunków. Zespoły te wraz z liczebnością przedstawia Ryc. 51. Najmniejszą liczbą gatunków wśród badanych zespołów flory naczyniowej cechował się zespół *Sphagnetum medii Pinetosum* [13 gatunków], któremu to odpowiadają występujące na glebach torfowisk wysokich (organogenicznych) m.in. na terenie Borów Tucholskich bory bagienne. Są to siedliska najmniej zasobne w substancje odżywcze, odznaczające się bardzo wysoką kwasowością i nadmiernym uwilgotnieniem. Przeciętna liczebność gatunków zaczyna rosnąć w miarę przesuwania się do gleb zasobniejszych i charakteryzujących się lepszym klimatem glebowym. Kolejno można przyporządkować tu od mniej zasobnych siedlisk do najbardziej żyznych takie zespoły jak: *Vaccinio uliginosi-Pinetum* [28 gatunków] z odpowiadającym mu borem bagiennym, *Leucobryo-Pinetum* i *Peucedano-Pinetum* [46 gatunków] z ich odpowiednikami w postaci sosnowych borów suchych i świeżych. Dalej kolejnymi zespołami tu napotkanymi są: *Pino-Quercetum* oraz *Melico-Fagetum festucetosum silvaticae* [49 gatunków] z takimi odpowiadającymi im typami siedliskowymi występującymi w obszarze badawczym jak: bór mieszany świeży i lasy mieszane. Poprzez takie typy siedliskowe jak lasy świeże i lasy wilgotne, będące odpowiednikami zespołów, które wyróżnili w swoim podziale Prusinkiewicz i Plichta (1965) czyli: *Quercus – Carpinetum typicum*, *Melico-Fagetum typicum* [57 gatunków], *Quercus – Carpinetum*, *stachyetosum silvaticae* [59 gatunków] oraz *Quercus – Carpinetum corydaletosum* oraz *Mercuriali – Fagetum* [44 gatunki] dochodzimy do maksymalnej liczby gatunków w zespole *Fraxino – Ulmetum* [60 gatunków]. Odpowiada mu typ siedliskowy olsu jesionowego, występujący na glebach typu czarne ziemie, średnio bogatych w składniki mineralne, za to zasobnych w wodę, strukturalnych i przewiewnych. W dalszej kolejności następują zespoły lasów liściastych - lasy łęgowe – *Circaeo – Alnetum* [56 gatunków] i *Salici – Franguletum* [33 gatunki]. Występuje w nich coraz to mniejsza przeciętna liczba gatunków roślin naczyniowych. Mniejszą liczbą gatunków charakteryzują

się olsy – *Carici aelongatae* – *Alnetum* – *medioeuropaeum* – [28 gatunków] na glebach torfowisk niskich, ubogich i o dużej zawartości biogenów.

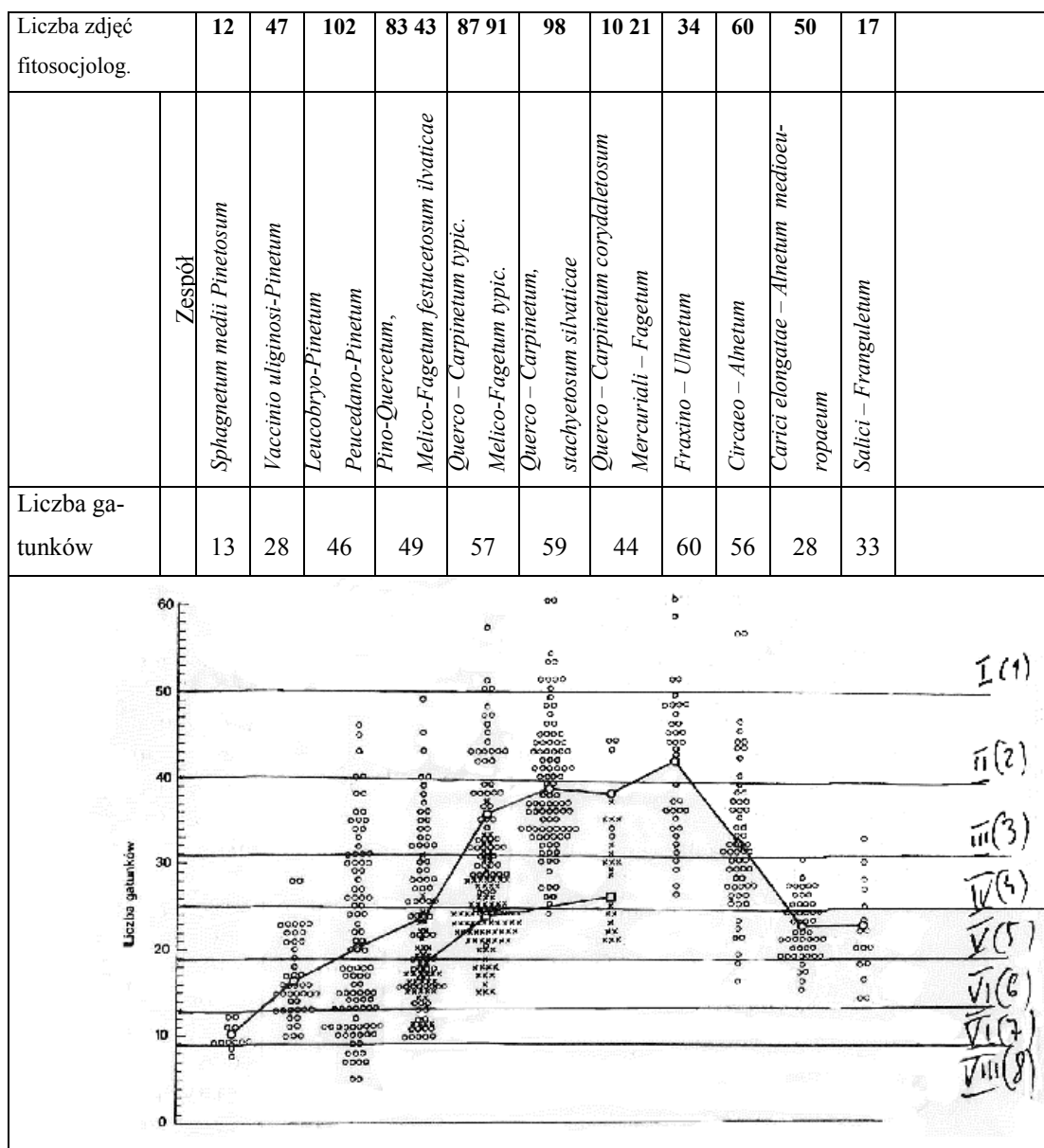
Skalę żyzności gleb Polski, opracowaną przez Prusinkiewicza i Plichtę (1990) przedstawia Tab. 38. Poczynając od gleb najuboższych nazwanych tu wyjątkowo jałowymi, liczba gatunków roślin naczyniowych na powierzchni reprezentatywnej nie jest większa od 6. Dalej następują gleby jałowe, ze średnią liczbą gatunków pomiędzy 6 a 12, mało żyzne z liczbą w przedziale 13 – 18, średnio żyzne od 19 do 24 gatunków, dość żyzne w przedziale od 25 do 30 gatunków, żyzne przy 31- 40 gatunkach, bardzo żyzne z liczbą gatunków pomiędzy 41 a 50 oraz wyjątkowo żyzne o liczbie przekraczającej 50 gatunków na powierzchni reprezentatywnej.

Wyróżniono 4 grupy edaficzne siedlisk (Mroczkiewicz i Tramplera 1964), uwzględniające lasotwórczą rolę gatunków drzew dla na niżu Polski: sosny, dębu i grabu (lub buka w jego gromadnym zasięgu). Oparto się przy tym na założeniu, iż gatunki te odgrywają główną rolę w procesie produkcyjnym w Polsce. Do wyżej wymienionych grup, do których należą bory, bory mieszane, lasy mieszane i lasy, zalicza się konkretne typy siedliskowe, kierując się żyznością gleb, w każdej z wymienionych grup. I tak w borach dominują ubogie siedliska, gdzie gatunkiem panującym jest sosna, w których dąb lub inne gatunki lasotwórcze mogą występować tylko w formie podszytu. W borach mieszanych występują średnio zasobne siedliska, z sosną jako gatunkiem panującym i dębem stanowiącym domieszkę w piętrze górnym. Do grupy lasów mieszanych zalicza się zasobne siedliska, z panującymi lub współpanującymi sosną i dębem. Grab stanowi tu domieszkę w piętrze dolnym. Bardzo zasobne siedliska zalicza się do grupy lasów. Są to lasy liściaste, z panującym dębem lub bukiem (w granicach naturalnego zasięgu) i domieszkowym grabem. Kolejna część tej klasyfikacji zawiera ocenę stopnia wilgotności i dzieli siedliska na cztery grupy: suche, świeże, wilgotne, bagienne. W pierwszej z nich wpływ wody gruntowej jest znikomy lub żaden. W drugiej autorzy mówią o korzystnych stosunkach wodnych z dominującym w hydrobilansie wpływem wody gruntowej. W kolejnych grupach a w szczególności w ostatniej, poziom wody gruntowej jest zbyt wysoki.

Na podstawie takich przesłanek opracowana została (Mroczkiewicz i Tramplera 1964) dla Polski niżowej siatka typologiczna, w której przedstawione zostało 12 typów siedliskowych lasów - uszeregowane według zwiększającej się zasobności i wilgotności gleb (Tab. 39).

Na podstawie wyżej wymienionych uszeregowania stopni żyzności oraz wilgotności powstały na potrzeby tego opracowania 2 tabele szeregujące te cechy siedlisk. Żyzność zdefiniowano na bazie liczby gatunków roślin naczyniowych (Ryc. 54) i skali żyzności gleb leśnych Polski (Tab. 38) oraz siatki typologicznej Mroczkiewicza i Tramplera (1964). Wyróżniono 8 typów żyzności (1-8) dla 4 grup edaficznych siedlisk (Tab. 40). Na podstawie liczby gatunków jako wyjątkowo jałowe (8) uznano bory suche (Bs), a jako jałowe (7) bory bagienne (Bb), ponieważ według siatki typologicznej (Tab.

39) należą do najmniej żyznych siedlisk. Do kategorii średnio żyznych (5) zaliczyłem bory wilgotne (Bw) i bory mieszane bagienne (BMb) a do dość żyznych (4) bory świeże (Bśw), bory mieszane wilgotne (BMw), lasy mieszane (LMb) i olsy (Ol). Te ostatnie według siatki typologicznej należą do grupy lasów z siedliskami odznaczającymi się największym stopniem żyzności, lecz liczba gatunków w podziale u Prusinkiewicza i Plichy (1965) jest na poziomie około 28 co skłania do umiejscowienia olsów trochę niżej na skali w Tab. 40. Dalej następują siedliska żyzne (3), i ten stopień żyzności posiadają bory mieszane świeże (BMśw) oraz lasy mieszane wilgotne (LMw). W kategorii siedlisk bardzo żyznych (2) mieści się tylko jeden typ siedliskowy lasu mianowicie las mieszany świeży (LMśw). Natomiast już w kategorii wyjątkowo żyzne (1) zawierają się takie typy siedliskowe jak: las wilgotny (Lw), las świeży (Lśw), ols jesionowy (Olj) i las łąkowy (Lł).



Ryc. 54. Liczba gatunków roślin naczyniowych w niektórych fitocenozach leśnych (wg Prusinkiewicza i Plichty 1965 za Puchalskim i Prusinkiewiczem 1975, Zmienione).

Tab. 38. Skala klas żyzności gleb leśnych Polski (wg Prusinkiewicza i Plichty 1965 za Puchalskim i Prusinkiewiczem 1990).

Klasy żyzności	Gleby	Liczba gatunków roślin naczyniowych na powierzchni reprezentatywnej
I	wyjątkowo żyzne	>50
II	bardzo żyzne	41 - 50
III	żyzne	31 - 40
IV	dość żyzne	25 - 30
V	średnio żyzne	19 - 24
VI	mało żyzne	13 - 18
VII	jałowe	6 - 12
VIII	wyjątkowo jałowe	<6

Tab. 39. Siatka typologiczna lasów obszarów nizinnych (wg Mroczkiewicza i Trampler 1964 za Puchalskim i Prusinkiewiczem 1990).

Żyzność \ Wilgotność	Bory	Bory mieszane	Lasy mieszane	Lasy
suche	Bs			
świeże	Bśw	BMśw	LM	Lśw
wilgotne	Bw	BMw	(LMw)*	Lw
bagienne	Bb			OI
(zalewowe)*				Lł

* Dane w nawiasach są uzupełnieniami wykonanymi przez jednego z współautorów podręcznika „Ekologiczne podstawy siedliskoznawstwa leśnego” (Puchalski i Prusinkiewicz 1990)

Tab. 40. Żyzność siedlisk na podstawie typu siedliskowego lasu (wg Prusinkiewicza 1970 za Puchalskim i Prusinkiewiczem 1990).

ŻYZNOŚĆ	Bory	Bory Mieszane	Lasy Mieszane	Lasy
1 - wyjątkowo żyzne				Lw, Lśw, OIJ, Lł
2 - bardzo żyzne			LMśw	
3 - żyzne		BMśw,	LMw	
4 - dość żyzne	Bśw	BMw	LMb	OI
5 - średnio żyzne	Bw	BMb		
6 - mało żyzne				
7 - jałowe	Bb			
8 - wyjątkowo jałowe	Bs			

Wprowadzając do bazy kolumnę żyzność na podstawie TSL ustaliłem odpowiedniki liczbowe dla poszczególnych typów siedliskowych lasu (Tab. 41). Za pierwowzór posłużył mi podział jaki podali Puchalski i Prusinkiewicz (1990).

Tab. 41. Propozycja własna autora siatki typologicznej opracowanej dla wszystkich powierzchni badawczych oraz wersji dla PNBT

Żyzność --> Wilgotność wg skali Mroczkiewicz_Trampler (Aleksandrowicz 1972)	BORY	BORY mieszanane	LASY Mieszanane	LASY	LASY WG Prusinkiewicza i Plichty (1990)	Moja propozycja dla PN"BT"
Moja SKALA wilgotności 1-5						(1-5)
suche 1	Bs 1				Lśw 1	
świeże 2	Bśw 2	BMśw 2	LMśw 2	Lśw 2		Lśw 2
wilgotne 3	Bw 3	BMw 3	LMw 3	Lw 3	Lw 2	Lw 3
bagienne 4	Bb 4	BMb 4	LMb 4	OI 4	Lł*3, OIJ 3,5	OIJ 4
zalewowe 5				Lł 5	OI 4 Lł** 5	OI 5

Lł - nie występuje w PN "BT"

*- *Circaeo Alnetum*

** - *Salici-Franguletum*

5.4 Analiza obrazów satelitarnych

Do analiz statystycznych badających zależności pomiędzy wielkością powstałych na skutek działania wiatrów szkód a ogólnie rzecz biorąc kondycją drzewostanów wykorzystano obrazy satelitarne LANDSAT 7 ETM+ i IKONOS Z ROKU 2003.

Dla obszaru poligonu Kruszyn przeprowadzono analizę skorelowania wskaźnika NDVI z roku 2000 (13.VI.2000) ze szkodami z lat 2000 – 2003. Badania przeprowadzono analizując zależność szkód, które wystąpiły w latach 2000 od indeksu NDVI z drugiej połowy roku 2000 na podstawie zdjęcia satelitarnego LANDSAT 7 z detektorem ETM+. Obliczone średnie szkody na hektar skorelowano z wartościami wskaźnika NDVI. Wyliczono za pomocą analizy regresji wielokrotnej NDVI współczynnik korelacji R^2 . Istotność korelacji przyjęto dla $p < 0,05$.

Dla powierzchni badawczych Borne-Kopernica i PNBT przeprowadzono analizę skorelowania wskaźnika NDVI z roku 2003 (8VIII2003) ze szkodami z lat (1999¹) 2000 – 2003. Badania przeprowadzone dwukierunkowo, analizując zarówno zależność szkód z roku 2003 (stan z dn. 31XII2003) od wcześniej zarejestrowanego wskaźnika NDVI, na podstawie zdjęcia satelitarnego IKONOS z 8VIII 2003r., jak i zależność wskaźnika NDVI z drugiej połowy roku 2003 od szkód, które wystąpiły w latach (1999¹) 2000 – 2002.

Zmienność przestrzenną struktury krajobrazu badanego obszaru PN „Bory Tucholskie” i poligonu Borne - Kopernica badano w oparciu o zdjęcia satelitarne IKONOS i Landsata 7 ETM+. W analizie wykorzystano program Idrisi 14 KILIMANJARO. Dla każdej z wymienionych powierzchni badawczych obliczono wskaźnik NDVI poszczególnych pikseli. Określono też średnią wartość NDVI, zakres jego zmienności i odchylenie standardowe. Obliczono także frekwencje i procentowy udział pikseli w każdej klasie oraz sporządzono histogramy.

⁶ Dane z lat 1999 -2003 dotyczą powierzchni badawczej PNBT.

5.4.1 Różnorodność i jej miary

Podstawą do oceny różnorodności i fragmentacji krajobrazu zaburzonego lub niezaburzonego czynnikiem wiatru jest rastrowa mapa NDVI sporządzona na bazie zdjęcia satelitarnego

Znormalizowany wskaźnik wegetacji, czyli NDVI oblicza się następująco:

$$NDVI = (IR - R) / (IR + R)$$

gdzie: IR oznacza promieniowanie w bliskiej podczerwieni a R - promieniowanie czerwone.

Zakres wartości wskaźnika waha się pomiędzy -1 a 1. Im wartość wskaźnika jest większa tym „zdrowsza i gęściejsza” jest roślinność. Przykładowo odpowiedź spektralna śniegu czy wody dla tego wskaźnika przyjmuje wartości poniżej zera, a nie porośnięta roślinnością gleba „daje odpowiedź” równą zero. Lasy iglaste, dominujące w badanym terenie, charakteryzują się niższą wartością tego wskaźnika niż lasy liściaste (Ciołkosz i Jakomulska 2004). W przypadku roślinności wskaźnik ten zależy od okresu wegetacji i gatunku. Silną korelację zaobserwować można pomiędzy NDVI a wskaźnikami powierzchni liścia i produkcji pierwotnej netto (Kim i in. 2006).

Do wzoru na NDVI podstawiamy różne kanały rejestracji czerwieni i bliskiej podczerwieni w zależności od tego, jakimi obrazami satelitarnymi się posługujemy (Tab. 42). Zakresy spektralne poszczególnych kanałów przedstawiono w podrozdziale 5.1.4.

Tab. 42. Wykorzystane kanały wybranych satelitów do obliczenia wskaźnika NDVI.

	Nr lub oznaczenie kanału	
Satelita	R (promieniowanie czerwone)	IR (promieniowanie podczerwone)
IKONOS	4	5
Landsat ETM+	ETM3	ETM4

Do analizy różnorodności drzewostanów zastosowano miarę wskaźnik różnorodności Shannon'a. Wskaźnik ten powstaje poprzez sumowanie częstości występowania danej kategorii pomnożonej przez tę częstość. Wyniki są zawsze większe od 0 i brak jest górnego zasięgu tego wskaźnika. Rośnie on, gdy wzrasta liczba kategorii pokrywającej teren, a powierzchnia zajmowana przez poszczególne kategorie jest bardziej zbliżona (Kunz 2005).

Na podstawie otrzymanych wskaźników NDVI obliczono różnorodność i fragmentację poszczególnych powierzchni badawczych. Proces polegał na wyznaczeniu w obrębie każdego analizowanego obiektu kwadratów (tzw. okien) obejmujących różną liczbę pikseli. Zastosowano trzy wielkości kwadratów: 3x3; 5x5 i 7x7 pikseli. Różnorodność badanego fragmentu krajobrazu obliczono stosując wzór Shannon'a:

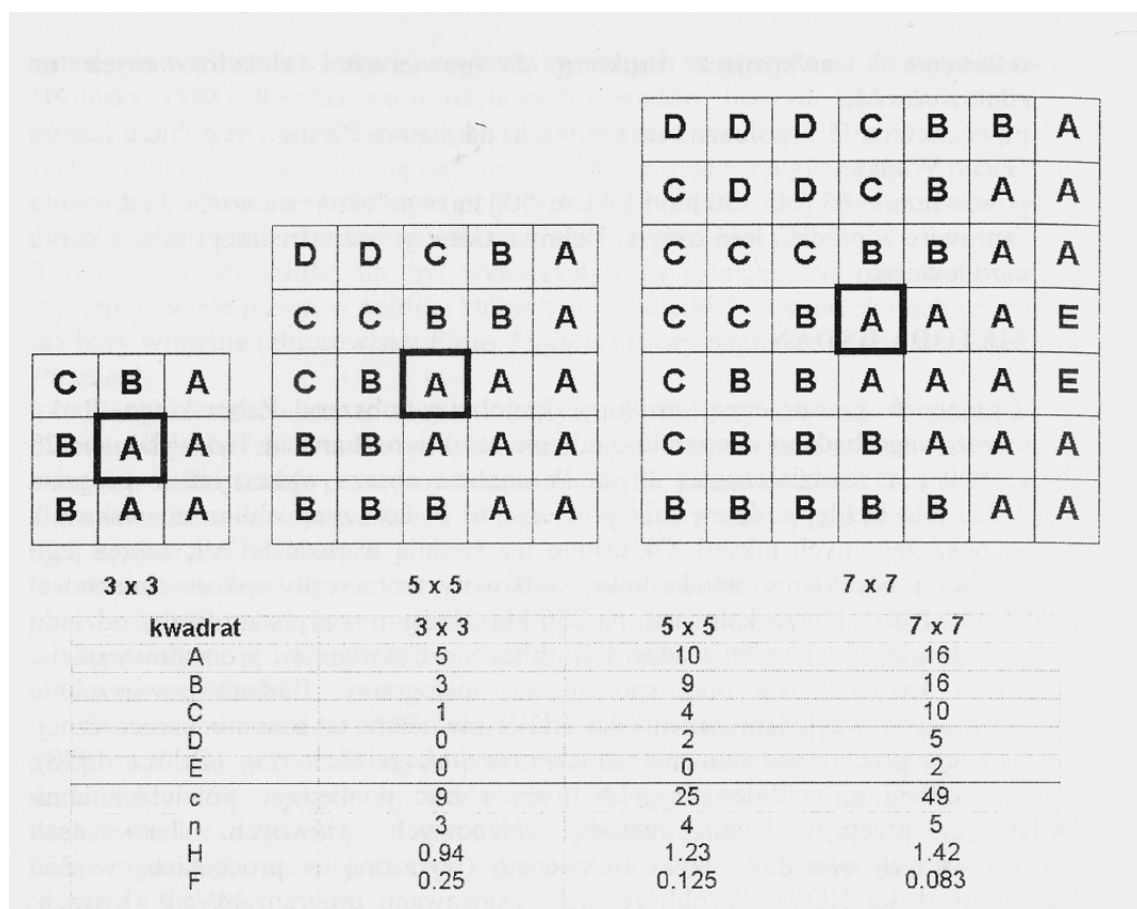
$$H = -\sum^n p_i \ln p_i$$

Gdzie p_i oznacza udział i -tej klasy pikseli ($i = 1, 2, 3, \dots, n$), n - liczbę kategorii pikseli w kwadracie.

Fragmentację obliczono według wzoru:

$$F = (n - 1)/(c - 1),$$

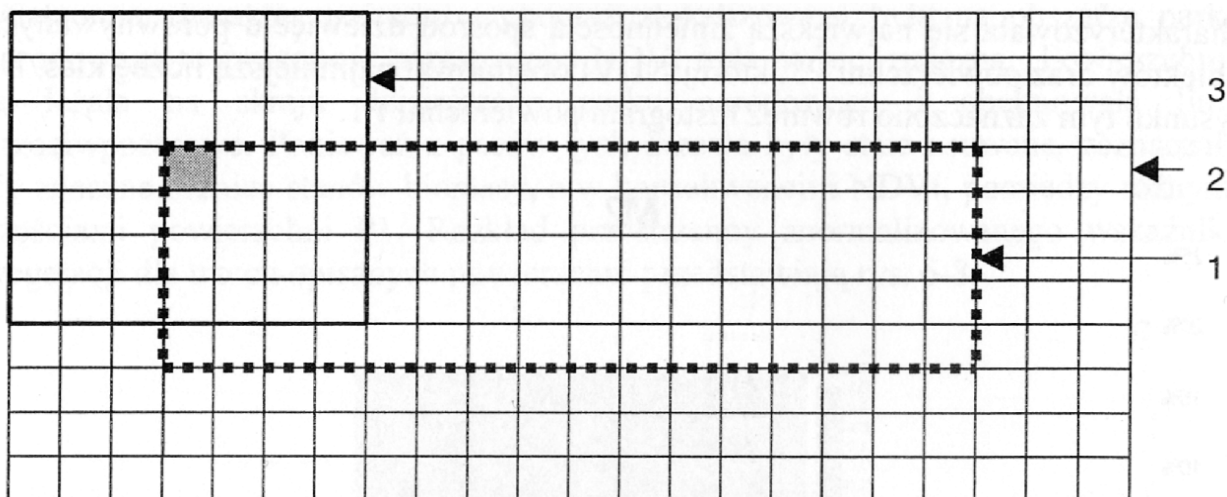
gdzie n oznacza, podobnie jak we wzorze poprzednim, liczbę kategorii pikseli, zaś c - liczbę pikseli w kwadracie (9, 25 lub 49). Sposób wykonywania obliczeń przedstawia Ryc. 55. Szczegółowy opis powyższych metod podali Monmonier (1974), Murphy (1985) i Turner (1989).



Ryc. 55. Stosowane wielkości kwadratów (A, B, C, D, E - kategorie pikseli) oraz sposób obliczania różnorodności i fragmentacji (wg Nienartowicza i in. 2001).

Każdą powierzchnię charakteryzowały średnie wartości H oraz F . Były to średnie arytmetyczne z wartości uzyskanych dla zbioru kwadratów, których środkowym polem był kolejno każdy piksel rozpatrywanej powierzchni. Przy postępowaniu według tego schematu dla pikseli położonych przy brzegach powierzchni badawczej wyznaczone kwadraty 3x3, 5x5, 7x7 obejmowały również piksele położone poza obszarem badań. W celu zachowania jednakowego sposobu obliczeń dla wszystkich kwadratów rozpatrywanej powierzchni badawczej w analizach różnorodności i fragmen-

tacji uwzględniono dodatkowo po trzy szeregi pikseli leżących na zewnątrz każdego boku analizowanego obszaru (Ryc. 56). Takie postępowanie było zgodne z sugestiami dotyczącymi prezentowanej metody. Zalecenia takie podali Upton i Fingleton (1985) oraz Hauser i Mucina (1991).



Ryc. 56. Przykład analizy brzeżnych pikseli powierzchni badań przy zastosowaniu wielkości okna 7x7 kwadratów (1 - granica powierzchni badawczej, 2 - granica zewnętrznego pasa pikseli dodatkowych, 3 - bok kwadratu 7x7 pikseli) (wg Nienartowicza i in. 2001).

5.5 Metody numeryczne i statystyczne

Pozostałe obliczenia statystyczne uzyskanych parametrów krajobrazowych przeprowadzono przy wykorzystaniu programów i procedur GIS-owych oraz arkusza kalkulacyjnego Excell i pakietu Statistica oraz CurveExpert (Wersja Demo).

Na poziomie jednostki podstawowej czyli dla pododdziału leśnego, którego powierzchnia [ha] została wyliczona automatycznie za pomocą aplikacji ArcView GIS, dokonano obliczeń sum oraz średnich szkód, które wystąpiły w ciągu każdego analizowanego roku oraz średnie i sumy dla szkód z wielolecia. Następnie wyniki te zestawiono z polami powierzchni pododdziałów leśnych i z proporcji wyliczono szkody przypadające na 1 hektar, ujednolicając w ten sposób wyniki dla potrzeb całego opracowania.

Z wykorzystaniem pakietu Statistica badano istotność statystyczną związków za pomocą metody post-hock, opisanych w podręcznikach Stanisza (1998) i Łomnickiego (2002)

W przypadku analiz zobrażeń satelitarnych Landsata ETM+ i IKONOSA przeprowadzono analizę regresji zmiennej zależnej badając istnienie korelacji pomiędzy szkodami a wskaźnikiem NDVI. Obliczono współczynniki korelacji (Ebdon 1988) R i R² oraz poziom ufności p.

Za pomocą standardowych metod stosowanych w ekologii krajobrazu określono dla wybranych poligonów wskaźniki: różnorodności Shanonna i fragmentacji (Dale i in. 1995; Kamińska 2000; Ry-

chling i Solon 1994).

Wyniki przedstawiono na wykresach przebiegu krzywych korelacji oraz wykresach rozrzutu, wygenerowanych za pomocą programów Statistica PL.

Dla przedstawienia zależności wielkości szkód od takich czynników jak: nachylenie terenu, żyzność i wilgotność siedliska, zwarcie, bonitacja i wiek drzewostanu opracowano w pakiecie arkusza kalkulacyjnego MS Excell wykresy liniowe średnich szkód i ich udziałów z wielolecia i poszczególnych badanych lat. Średnie szkody z poszczególnych lat badawczych porównano także z terenami o różnej wystawie ku kierunkom świata, przedstawiając je na wykresach typu „Róża Wiatrów”.

Udziały szkód (w [%]) i ich rozkład (w [m^3/ha]) dla terenów zalesionych na glebach porolnych i leśnych przedstawiono za pomocą wykresów słupkowych i w tabelach.

Do analiz zależności wielkości szkód od odległości od różnego rodzaju granic polno leśnej posłużył program CurveExpert (ver. demo) oraz arkusz kalkulacyjny Excell, wyliczający równanie krzywej trendu i współczynnik R^2 .

5.6 Strefy buforowe. Szacowanie wielkości szkód w interwałach odległości

Dla powierzchni badawczych Komorza, Okręglik – Olszyny, PNBT oraz Borne - Kopernica przy pomocy modułu tworzenia poligonów programu ArcView 3.2 stworzono warstwę buforową zawierającą strefy w interwale co 100 m. Dla celów obliczeniowych sumy szkód w [m^3/ha] przedstawiono w buforach co 100 m. Strefy te były rozmieszczone od granicy np. polno-leśnej lub doliny rzeki bądź linii brzegowej jeziora w głąb badanego kompleksu leśnego, wyznaczonej na podstawie zdigitalizowanych uprzednio oddziałów i pododdziałów leśnych. Następnie scalono metodą „łączenia tematów” warstwę buforową z warstwą zdigitalizowanych pododdziałów leśnych, wykorzystując ich środki ciężkości. Do tego łączenia została zastosowana nakładka Spatial Analyst – GeoProcessing Wizard aplikacji ArcView 3.2.

Z tabel uzyskanych z połączenia obu tematów wyselekcjonowano dane dotyczące objętości pozyskanego drewna dla danego pododdziału leśnego, jego powierzchnię i położenie w określonej strefie buforowej, tj. interwale odległości od danej granicy. Wielkość szkód wywołanych przez wiatr w [m^3] podzielono przez powierzchnię pododdziału leśnego. Obliczone wielkości szkód zsumowano dla każdej strefy buforowej oddzielnie. Z wygenerowanej tabeli zawierającej dwa wektory liczb: objętość pozyskanego drewna w [m^3] na ha i odległości stref buforowych od granicy w [m] obliczono współczynnik korelacji oraz określono funkcję wyrażającą zależność pomiędzy tymi parametrami. W obliczeniach wykorzystano komputerowe programy statystyczne Statistica 5.0 (Kościński i Nienartowicz 2006 a, b).

6. Wyniki

Rozdział ten obejmuje zebrane wyniki badań dotyczące szkód od wiatru jakie wystąpiły na terenie badawczym obejmujący swym zasięgiem środkowy obszar Borów Tucholskich i część Kotliny Toruńsko – Płockiej w latach 1999 –2003. Wyniki przedstawiono w 8 podrozdziałach na podstawie danych uwzględniających informacje pochodzące z: corocznych raportów z Dyrekcji Regionalnych Lasów Państwowych; całego obszaru Borów Tucholskich (na podstawie ankiet nadsyłanych przez nadleśnictwa leżące ich zasięgu a podlegające pod RDLP w Toruniu, Gdańsku i Szczecinku); sześciu stanowisk badawczych (Kruszyn, Komorza, PNBT, Okręglik - Olszyny, Borne - Kopernica i Rudak - Otłoczyn). Przedstawiono wyniki analiz zależności w szkód od kilku czynników środowiskowych, takich jak wiek i bonitacja oraz zwarcie drzewostanu, wilgotność i żyzność siedlisk. Badano korelację pomiędzy wielkością szkód a występowaniem gleb porolnych a także czynników abiotycznych, związanych z orografią takich jak nachylenie terenu, ekspozycja oraz oddalenie w strefach buforowych od naturalnych bądź antropogenicznych barier terenowych, jakimi są dolina rzeczna czy brzeg jeziora lub granica polno – leśna. Do analizy wzięto pod uwagę pobrane z Systemu Informacji Lasów Państwowych (SILP) informacje dotyczące szkód wyrządzonych przez wiatr w drzewostanach poszczególnych Nadleśnictw i Parku Narodowego Bory Tucholskie.

Wyniki objęły także porównanie zależności pomiędzy wielkością szkód od wiatru a fragmentacja krajobrazu i różnorodnością na stanowiskach badawczych PNBT i Borne-Kopernica (Podrozdział 6.8). Posłużono się wskaźnikami fragmentacji i różnorodności (współczynnik Shannona). Przeprowadzono analizę skorelowania wskaźnika NDVI dla roku 2000, pozyskanego z analizy zdjęcia satelitarnego LANDSAT 7 ETM+ z wielkością szkód z lat 2000 –2003 na stanowiska badawczych Kruszyn i Okręglik - Olszyny.

6.1 Szkody na poziomie dzielnicy przyrodniczo-leśnej Bory Tucholskie

Na podstawie mapy podziału regionalizacji przyrodniczo-leśnej jakiej dokonali Trampler i in. (1990) oraz Atlasu Rzeczypospolitej Polskiej (2001) i warstwy granic Nadleśnictw ustalono, że w skład dzielnicy przyrodniczo-leśnej Bory Tucholskie wchodzi, przynajmniej częściowo, 22 Nadleśnictwa. Pod względem organizacyjnym podlegają one trzem następującym RDLP w Gdańsku (Ndl. Lipusz, Kościerzyna, Kaliska, Lubichowo), Szczecinku (Bytów, Osusznica, Miastko, Bobolice, Niedźwiady, Człuchów, Czarne Człuchowskie oraz Szczecinek) i Toruniu (Dąbrowa, Osie, Tuchola, Woziwoda, Rytel, Czersk, Przymuszewo, Zamrzenica i Różanna). Badaniami objęto też teren Parku

Narodowego „Bory Tucholskie”. Dla porównania rozmiarów szkód obserwacje prowadzono również w Nadleśnictwach sąsiadujących z dzielnicą Bory Tucholskie, zwłaszcza od strony południowo-wschodniej, tj. zlokalizowane w RDLP Toruń. W rejonie Torunia obserwacje prowadzono w Nadleśnictwach: Golub-Dobrzyń, Dobrzejewice, Gniewkowo i Toruń.

Z zestawienia danych o szkodach spowodowanych działaniem wiatru, zawartych w SILP-ach odpowiednich Nadleśnictw obliczono, że w całej dzielnicy w latach 1998-2002 szkody wynosiły od 12,5 tys. m³ w 1998 roku do 347,9 tys. m³ w 2000 roku. W następnym podrozdziale podano wielkość szkód w poszczególnych Nadleśnictwach i według RDLP.

6.1.1 Szkody na poziomie RDLP i dzielnicy przyrodniczo leśnej Bory Tucholskie oraz ich rozmieszczenie przestrzenne w latach 1998-2002

Na podstawie danych nadesłanych przez Nadleśnictwa stwierdzono, że w latach 1998-2002 pozyskanie drewna ze złomów i wykrotów wynosiło prawie 602 tys. m³. Z tego 57,80% stanowiło drewno usunięte w 2000 roku. Na tak wysoką wartość złożyły się szkody usuwane w pierwszej połowie tego rekordowego roku, a stanowiące efekt działalności wspomnianego huraganu „Lothar” oraz szkody usuwane w drugiej połowie tego roku gospodarczego będące następstwem wichury z 22 czerwca.

W sumie w roku 2000 pozyskanie drewna z wykrotów i złomów w Nadleśnictwach należących do dzielnicy Borów Tucholskich wyniosło 347 931,74 m³. W tym w RDLP Toruń pozyskano 109 tys. m³, w RDLP Gdańsk: 81,6 tys. m³, w RDLP Szczecinek 156,6 m³ w roku 2000. Szczegółowe dane z pozostałych analizowanych lat przedstawia Tab. 43.

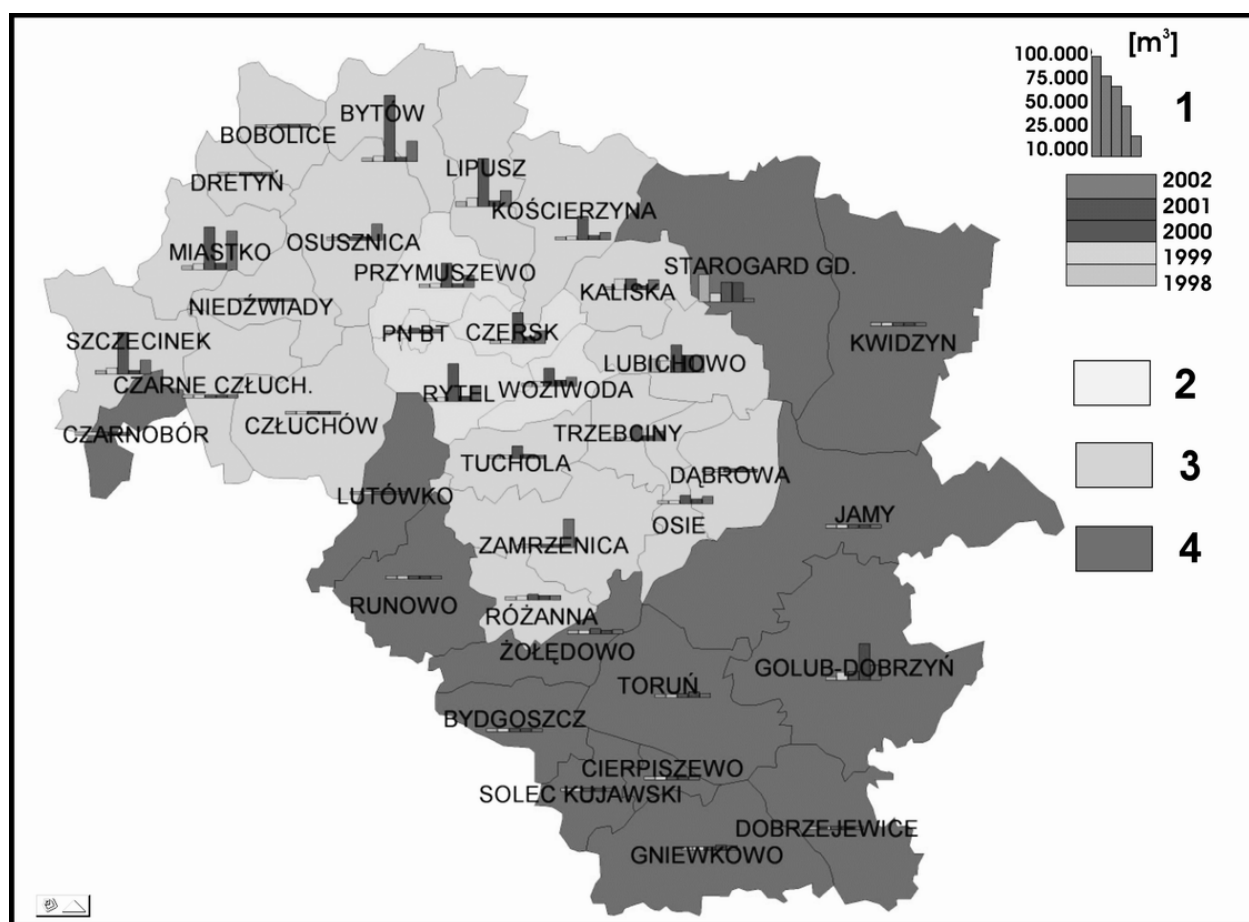
Tab. 43. Szkody wiatrowe mierzone ilością drewna usuniętego w latach 1998-2002.

Rok	RDLP			Bory Tucholskie
	Toruń*	Gdańsk	Szczecinek	Ogółem
1998	796,66	9 871,27	1 815,91	12 483,84
1999	4 652,05	18 533,37	9 005,69	32 191,11
2000	109 720,56	81 586,66	156 624,52	347 931,74
2001	14 047,16	15 215,94	7 009,30	36 272,40
2002	64 221,58	31 691,21	77 123,35	173 036,14
	193 438,01	156 898,45	251 578,77	6010915,33

*łącznie z Parkiem Narodowym „Bory Tucholskie”

Porównując pozyskanie drewna z wykrotów w innych latach przypadające na jedno Nadleśnictwo zlokalizowane w Borach Tucholskich, a które wynosiło 1363,85 m³ w 1998 r. oraz 1727,26

m³ w 2001r., to rok gospodarczy 2000 ze średnim pozyskaniem wynoszącym 15 815 m³ drewna, wyraźnie dominuje. Najwyższe szkody od wiatru w rekordowym 2000r. zanotowano w Nadleśnictwie Bytów. Były to 52 tys. m³ drewna. Wielkości znacznie przekraczające wartość średnią zanotowano też w Nadleśnictwach: Lipusz, Miastko i Szczecinek (odpowiednio około 32, 35 i 37,5 tys. m³ drewna). Pozyskanie powyżej średniej rocznej zanotowano w Nadleśnictwach Rytel i Czersk, bo 29 i 23 tys. m³ drewna. Najbliższą średniej ilość drewna z wywrotów i złomów pozyskano natomiast w Nadleśnictwach Woziwoda i Przymuszewo, gdzie naporu wiatru nie wytrzymały drzewa o objętości odpowiednio 13 i 18 tys. m³. Wielkość strat według Nadleśnictw przedstawia Ryc. 57.



Ryc. 57. Występowanie i wielkość szkód wiatrowych mierzona ilością pozyskanego drewna na obszarze Borów Tucholskich i terenach sąsiednich w latach 1998-2002.

1 – pozyskanie drewna w m³/rok w kolejnych latach, 2 - wybrane Nadleśnictwa z poligonami badanymi dla obserwacji szczegółowych, 3 - inne Nadleśnictwa z obszaru Borów Tucholskich, 4 – inne Nadleśnictwa poza obszarem Borów Tucholskich

Z powyższych danych wynika, że dwa spośród trzech analizowanych szczegółowo poligonów badawczych położone są na terenie, lub w pobliżu jednostek gospodarczych Lasów Państwowych, w których szkody wywołane niszczycielską siłą wiatru były najbardziej zbliżone do wartości średnich.

Wartości zamieszczone w Tab. 43 i na Ryc. 57 wskazują też, że największe szkody w 2000r. wystąpiły w zachodniej części dzielnicy Bory Tucholskie. Pozyskanie drewna z wykrotów i złomów

w ośmiu Nadleśnictwach RDLP Szczecinek stanowiło 45,02% całości strat. Na pozostałe niemal 55% strat składało się drewno usunięte na terenie 14 Nadleśnictw z RDLP Gdańsk i Toruń. Z tabeli tej wynika też, że na analizowanym obszarze dość znaczne straty spowodowane czynnikiem wiatru wystąpiły również w 2002 roku. Pozyskanie drewna z wykrotów i złomów w tym okresie stanowiło 49,73% wielkości zanotowanej w najgorszym pod względem strat 2000 roku.

W sąsiedztwie miasta Torunia największe szkody związane z oddziaływaniem wiatru zanotowano w lipcu 2001 r. Spośród działających tu jednostek gospodarczych Lasów Państwowych największe straty wystąpiły w Nadleśnictwach Golub-Dobrzyń i Gniewkowo. W pierwszej jednostce gospodarczej w całym 2001 roku pozyskano drewna z wykrotów i złomów 27 710 m³. W pozostałych latach pięciolecia 1998-2002 straty były znacznie mniejsze (Ryc. 57).

Na terenie Nadleśnictwa Golub-Dobrzyń szkody od wiatru w latach 1998-2002 oceniono na 36 944 m³. W Nadleśnictwie Gniewkowo największe szkody w drzewostanach wywołały huragany z 16 lipca 2001 r. i 28 października 2002 r. Po pierwszym z nich usunięto 1 677 m³ drewna, po drugim 1 409 m³. Huragan z lipca 2001 r. spowodował konieczność przeprowadzenia w całym Nadleśnictwie Gniewkowo 49 zrębów sanitarnych na łącznej powierzchni 61,24 ha. Powierzchnia poszczególnych zrębów wynosiła od 0,21 do 5,04 ha. Największa powierzchnia powalów całkowitych zlokalizowana była w oddziale 68h w pobliżu skrzyżowania autostrady A1 z szosą nr 1.

W Nadleśnictwie Toruń straty w drzewostanach spowodowane wichurą kształtowały się na podobnym poziomie jak w Nadleśnictwie Gniewkowo. W 2001 r. wynosiły one 2 172 m³ drewna.

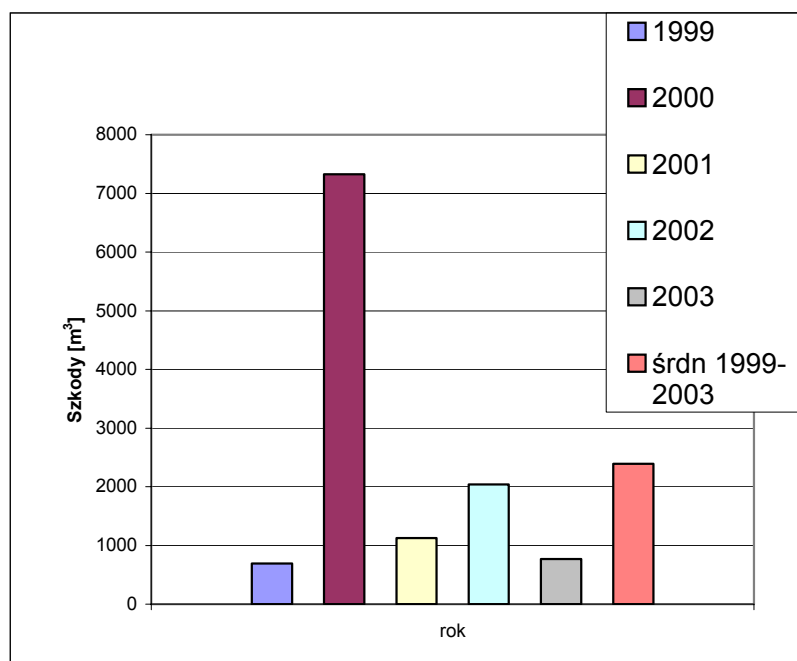
6.2 Szkody na powierzchni badawczej Komorza w latach 1999 – 2003

Podrozdział 6.2.1 zawiera krótkie wprowadzenie w rozmiar szkód na tym stanowisku badawczym. Treść pozostałych siedmiu podrozdziałów (6.2.2 – 6.2.8) wypełniają wyniki analiz opisujących zależności jakie zachodzą pomiędzy wielkością szkód od wiatru a czynnikami środowiskowymi, takimi jak: gleby porolne (6.2.2), wiek drzewostanu (6.2.3), gatunek drzewa (6.2.4), odległość od granicy polno-leśnej (6.2.5), typ siedliskowy i żyzność siedliska (6.2.6), bonitacja drzewostanu (6.2.7) a także ekspozycja terenu (6.2.8).

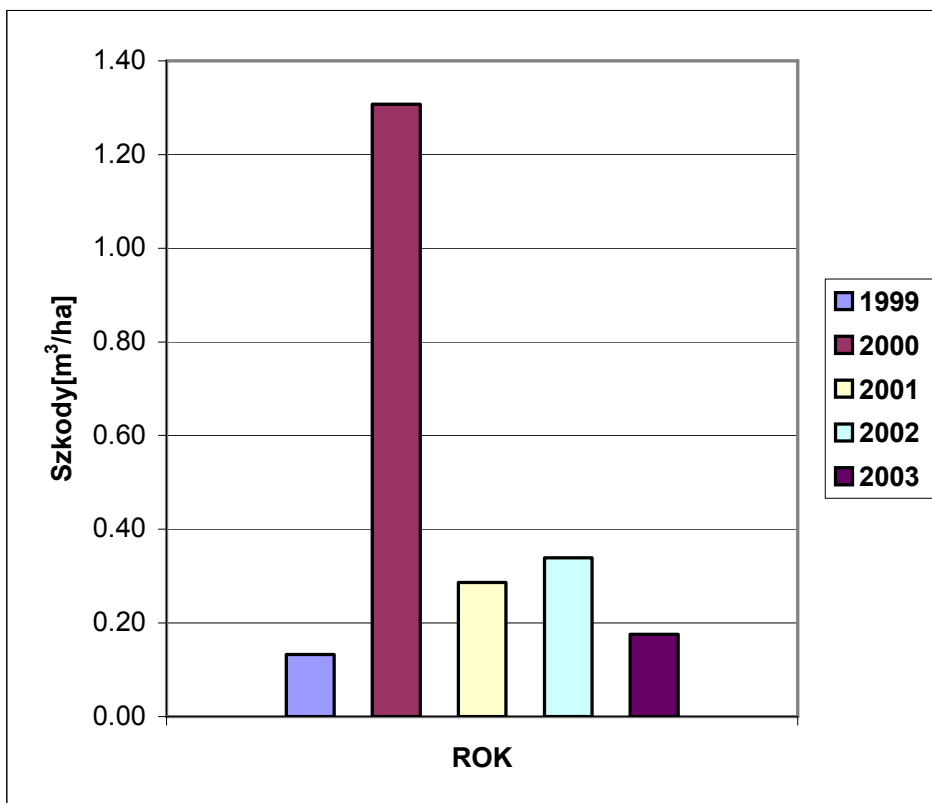
6.2.1 Ogólna ocena szkód w latach 1999 – 2003

Stanowisko badawcze Woziwoda w Leśnictwach: Komorza, Legbąd, Woziwoda przedstawia rys. 1. Suma powierzchni pododdziałów leśnych występujących wewnątrz powierzchni badawczej wyniosła 5 252,85 ha. Z takiej powierzchni w latach 1999-2003 pozyskano w sumie 11 952,07 m³ uszkodzonego drewna. Średnia szkoda na hektar za lata 1999 - 2003 wyniosła 0,45 m³/ha. Szczególnie intensywne wylesianie nastąpiło w roku 2000, kiedy to pozyskano rekordowo duże objętości uszkodzonego przez wiatr drewna. Na badanej powierzchni między innymi na skutek działania huraganu z 22 czerwca 2000 roku powstały trzy szkody powierzchniowe wielkości 0,23 ha, 0,44 ha, 0,53 ha oraz kilkaset pojedynczych złomów i powalów. Łączna ilość drewna pozyskanego z tych szkód wyniosła we wspomnianym 2000 roku 7 324,97 m³ (

Ryc. 58), a suma z uszkodzeń na hektar powierzchni pododdziału 1809,61 m³/ha. Średnia wielkość szkód wynosiła dla tego roku 1,3 m³/ha (Zał. 1). Porównawczo w pozostałych latach odnotowywano wiele niższe szkody na hektar powierzchni badanej, bo zawierające się w przedziale (0,13 – 0,33) m³/ha (Ryc. 59).



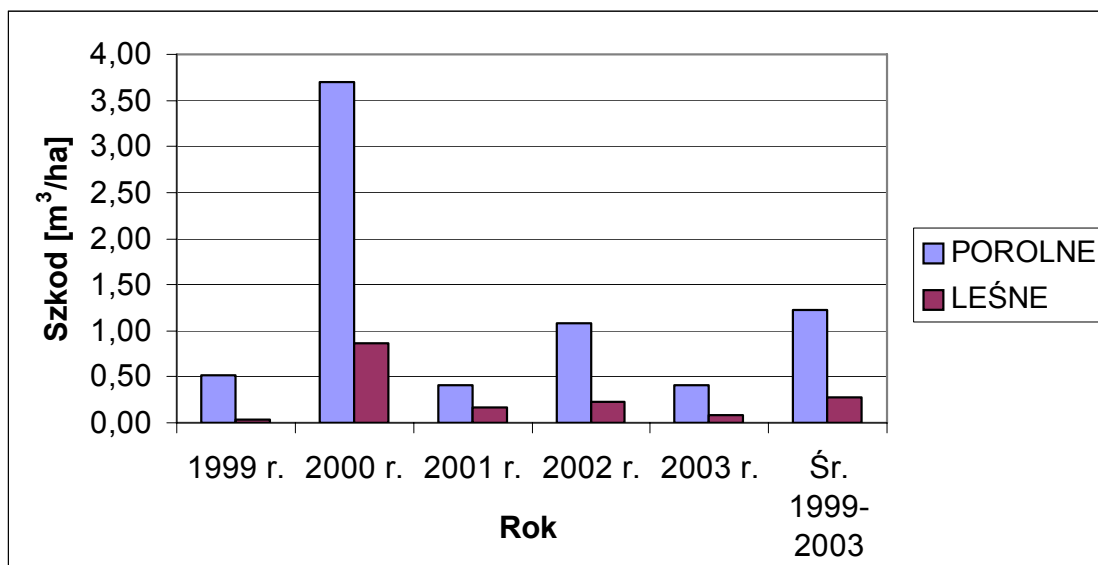
Ryc. 58. Sumy szkód dla stanowiska badawczego Komorza w latach 1999-2003.



Ryc. 59. Średnie szkody na [ha] powierzchni pododdziału w latach 1999-2003, na powierzchni badawczej Komorza.

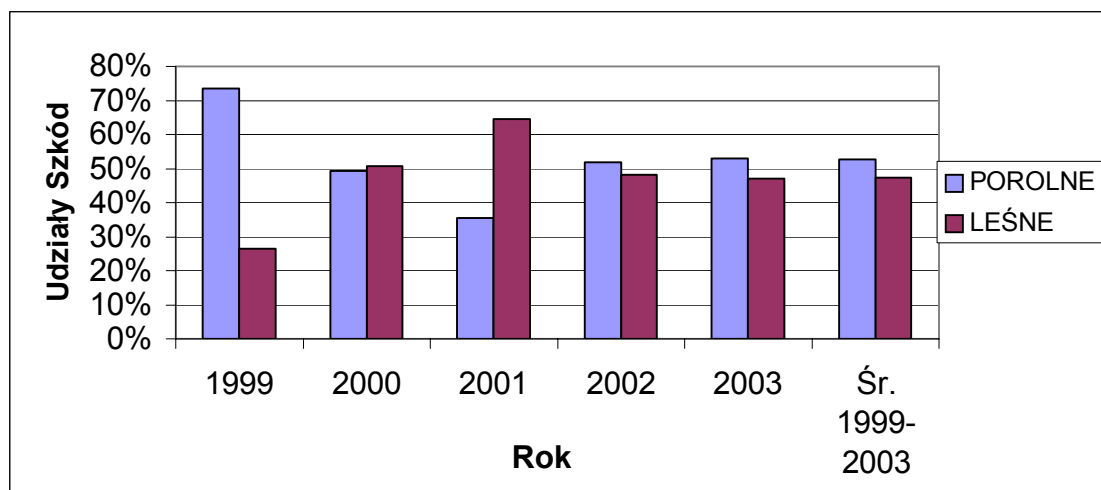
6.2.2 Stanowisko badawcze Komorza. Szkody na glebach leśnych i porolnych w latach 1999-2003

Na podstawie analizy danych pochodzących z historycznych inwentaryzacji leśnych, starych map topograficznych i leśnych map gospodarczych oraz zdjęcia satelitarnego z 2000 roku ustalono, że wtórne lasy porolne występowały na powierzchni 977,83 ha, co stanowiło 18,59 % powierzchni badawczej. Lasy na glebach nie użytkowanych w przeszłości rolniczo zajmowały 4281,03 ha, czyli 81,41 %. Łączna ilość drewna pozyskanego z tych szkód wyniosła w 2000 roku wyniosły 7 324,97 m³. Z tego ok. 50,7% pozyskano w lasach na glebach porolnych a 49,3% na glebach leśnych. W przeliczeniu na hektar kategorii lasu liczby te wyniosły odpowiednio 3,7 m³/ha i 0,87 m³/ha. Porównawczo w całym rozpatrywanym okresie czasowym 1999-2003 r. średnio na hektar kategorii „lasy wtórne na glebach porolnych” pozyskano 1,22 m³/ha a z pozostałych lasów 0,27 m³/ha (Zał. 2). Średnie udziały tych szkód dla lasów wtórnych i pierwotnych wyniosły odpowiednio 50,9% i 49,1% ogółu szkód dla badanego obszaru w latach 1999-2003 (Ryc. 60).



Ryc. 60. Szkody na hektar powierzchni w latach 1999 – 2003 r., na powierzchni badawczej Komorza.

W pozostałych latach rozkład szkód na obu kategoriach gruntów był zbliżony do rozkładu z roku 1999 i oscylował w przedziałach od 0,61 do 0,74 m³/ha dla gruntów leśnych i od 1,27 do 2,21 m³/ha na gruntach porolnych. Tak więc były to wartości trochę mniejsze od średniej dla rozpatrywanego okresu pięciu lat, która dla gruntów leśnych wyniosła 0,41 m³/ha a dla porolnych 1,53 m³/ha (Ryc. 61).

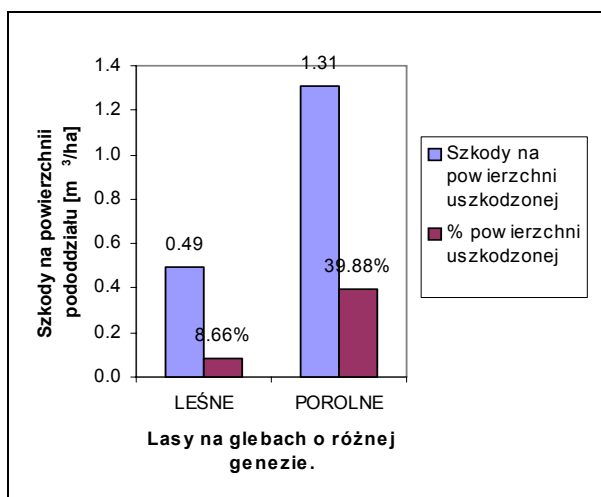


Ryc. 61. Udział szkód w lasach na gruntach leśnych i porolnych w latach 1999-2003, na powierzchni badawczej Komorza.

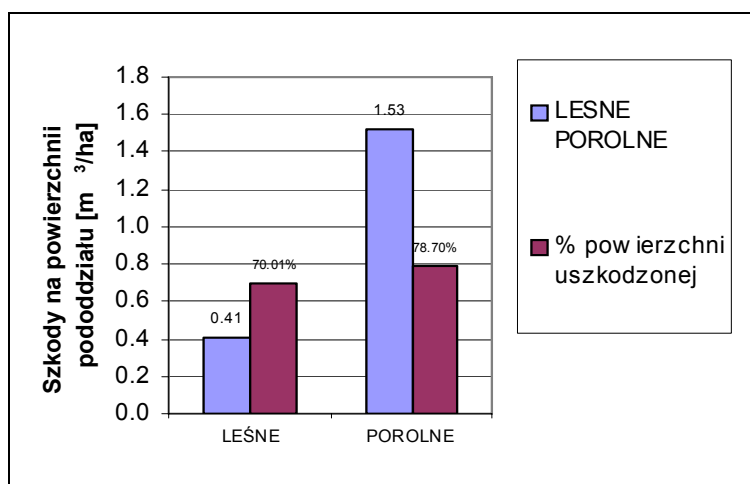
Udział szkód w lasach wtórnych na gruntach porolnych i w lasach pierwotnych na glebach leśnych przedstawiał się trochę odmiennie, jeśli pod uwagę wziąć każdą z kategorii lasów osobno i z nich wydzielić grunty porolne, na których doszło do uszkodzeń i te na których one nie wystąpiły (Tab. 44). Analogicznie potraktować można dane dotyczące lasów na gruntach leśnych. Jeżeli zatem

obliczymy szkody na areale gruntów porolnych dotkniętych szkodami, z odrzuceniem części tych, na których kłęski te nie wystąpiły, otrzymamy następujący wynik.

W roku 2000 powierzchnia, na której doszło do uszkodzeń w Obrębie gruntów porolnych wyniosła 627,25 ha, co stanowiło 64,25% całkowitej powierzchni gruntów porolnych badanego obszaru. Suma szkód odnotowana na tym terenie to 3 613,74 m³. W przeliczeniu na 1 ha dało to wartość 5,76 m³/ha. Analogicznie areal gleb leśnych, na którym doszło do szkód wynosił 2 585,97 ha i stanowił 60,47% całego obszaru gleb niezaburzonych użytkowaniem rolniczym. Objętość uszkodzonego drewna zebrana na tym areale to 3 711,23 m³, a więc szkody w przeliczeniu na jednostkę powierzchni na tym terenie to 1,44 m³/ha. W roku poprzedzający katastrofalny rok 2000, czyli w 1999r., odsetek powierzchni, na których doszło do szkód w przypadkach gruntów porolnych i leśnych był mniejszy i wynosił odpowiednio 39,8% i 8,66%. Mniej też zebrano drewna z hektara przeliczeniowego terenów nawiedzanych kłeską wiatrołomów i wywałów, bo tylko 0,49 m³/ha z gruntów leśnych i 1,31 m³/ha z porolnych (Ryc. 62).



Ryc. 62. Udział szkód w kategoriach lasu na glebach porolnych i naturalnych, Komorza, 1999 r.



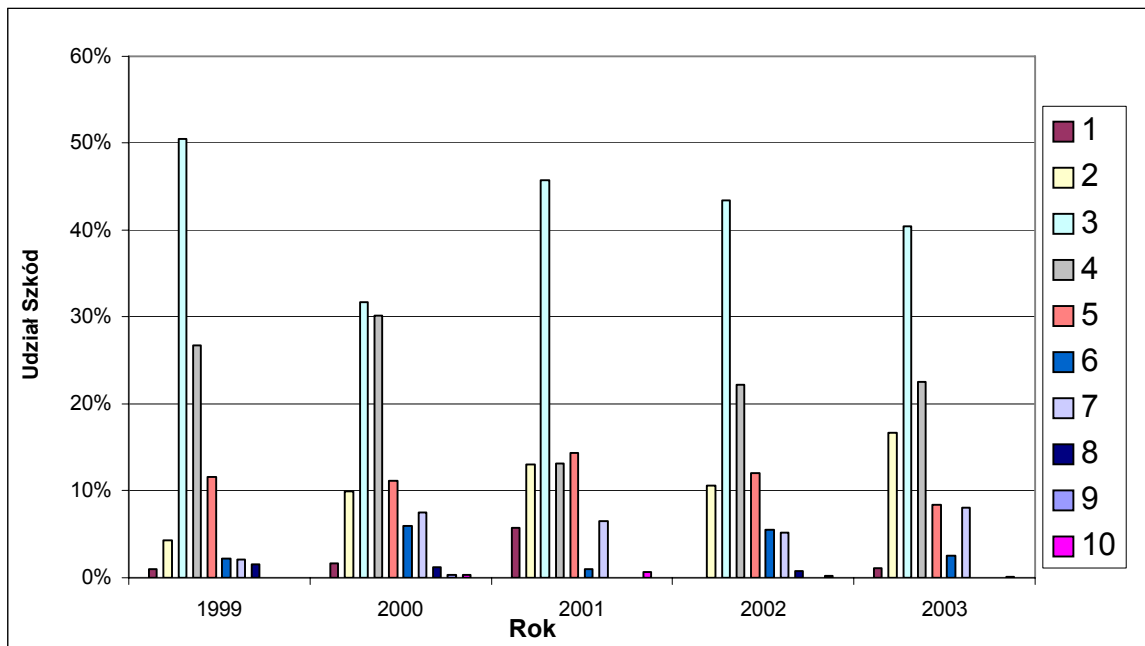
Ryc. 63. Średnie udziały szkód w każdej kategorii lasu na glebach porolnych i leśnych, na powierzchni badawczej Komorza w latach 1999-2003.

Tab. 44. Szkody na glebach porolnych i leśnych, na powierzchni badawczej Komorza, w latach 1999-2003.

Kategorie GLEB leśnych	Powierzchnie [ha], na których szkody nie wystąpiły	Powierzchnie [ha], na których szkody: wystąpiły	Suma całko- wita po- wierzchni [ha]	Szkody [m ³]	Szkody na po- wierzchni uszko- dzonej [m ³ /ha]	% pow. uszkodzo- nej
Rok 1999					Rok 1999	
LEŚNE	3 906.17	370.45	4 276.62	182.00	0.49	8.66
POROLNE	586.93	389.30	976.23	508.54	1.31	39.88
Suma powierzchni [ha]	4 493.10	759.75	5 252.85	690.54		
Rok 2000					Rok 2000	
LEŚNE	1 690.65	2 585.97	4 276.62	3711.23	1.44	60.47
POROLNE	348.98	627.25	976.23	3613.74	5.76	64.25
Suma powierzchni [ha]	2 039.63	3 213.22	5 252.85	7324.97		
Rok 2001					Rok 2001	
LEŚNE	3 099.58	1 177.04	4 276.62	728.98	0.62	27.52
POROLNE	662.71	313.52	976.23	399.14	1.27	32.12
Suma powierzchni [ha]	3 762.29	1 490.56	5 252.85	1128.12		
Rok 2002					Rok 2002	
LEŚNE	2 547.22	1 729.40	4 276.62	1059.83	0.61	40.44
POROLNE	533.50	442.73	976.23	979.62	2.21	45.35
Suma powierzchni [ha].	3 080.72	2 172.13	5 252.85	2039.45		
Rok 2003					Rok 2003	
LEŚNE	3 731.56	545.06	4 276.62	405.20	0.74	12.75
POROLNE	708.95	267.28	976.23	360.96	1.35	27.38
Suma powierzchni [ha]	4 440.51	812.34	5 252.85	766.16		
Średnia dla okresu 1999-2003					Lata 1999-2003	
LEŚNE	1 282.71	2 993.91	4 276.62	1 217.448	0.41	70.01
POROLNE	207.93	768.3	976.23	1 172.4	1.53	78.70
Suma powierzchni [ha]	1 490.64	3 762.21	5 252.85	2 389.848		

6.2.3 Wiek drzewostanu a rozmieszczenie przestrzenne szkód. Stanowisko badawcze Komorza

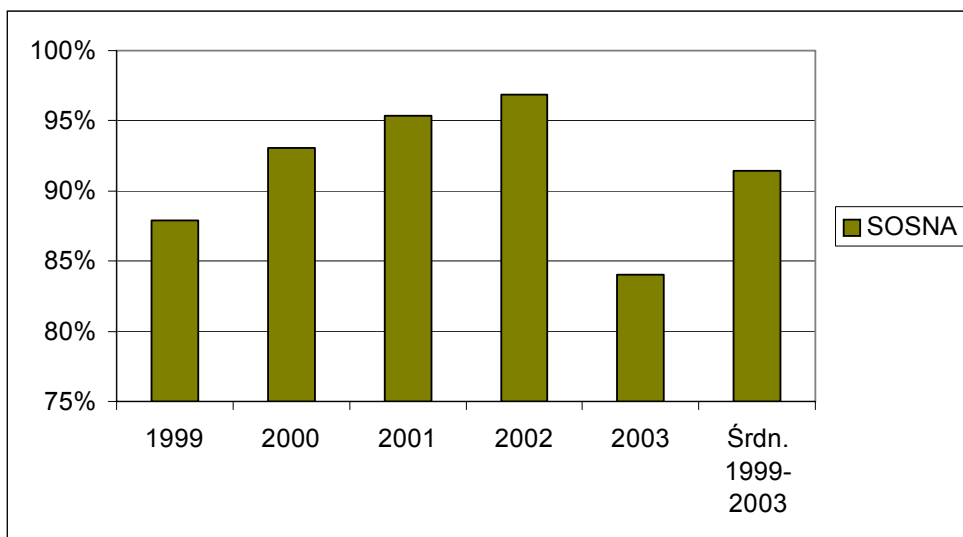
Najwięcej drewna w ciągu całego badanego okresu, pozyskano z drzewostanów w wieku 41-60 lat (3 klasa wieku). Ich udział - w ogólnej objętości drewna, które należało usunąć w latach 1999-2003 (Zał. 3) - wahał się od 31,7% w roku 2000 do ok. 50,5% w roku 1999. Drzewostanami, które ucierpiały w trochę mniejszym aczkolwiek znacznym stopniu są te, których wiek zawierał się pomiędzy 61 a 80 lat (4 klasa wieku). Drewno z nich pozyskane stanowiło minimalnie 13,1% całkowitej masy drewna pozyskanego ze szkód w roku 2001 i maksymalnie 30,1% w roku 2000 (Ryc. 64).



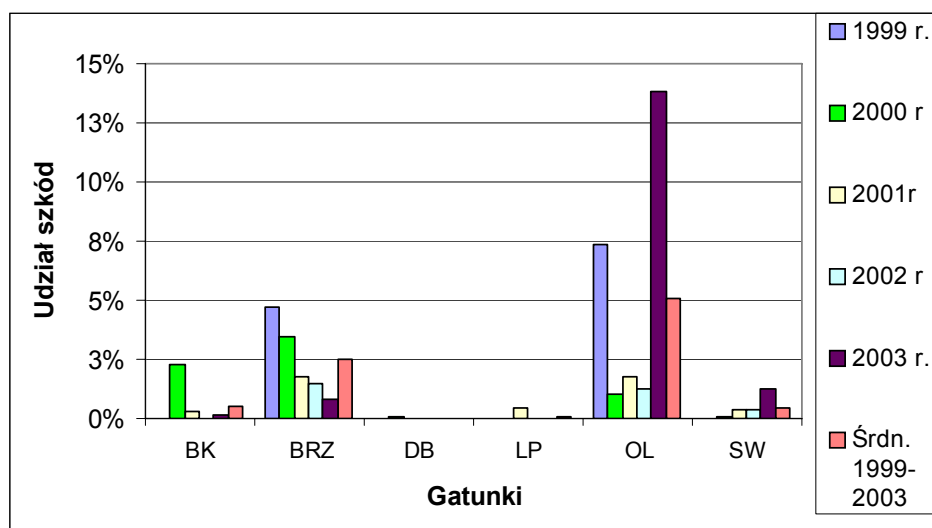
Ryc. 64. Udział szkód w klasach wieku drzewostanu dla powierzchni badawczej Komorza w latach 1999-2003.

6.2.4 Stanowisko badawcze Komorza. Szkody według gatunków drzew

W pozyskanej masie w roku 2000 zdecydowanie dominowało drewno sosnowe, które stanowiło 93,05% całości (Ryc. 65). Drewna bukowego pozyskano 2,29%, brzoźowego 3,46%, olchowego 1,03%, a dębowego i świerkowego odpowiednio tylko po 0,1% i 0,07% (Ryc. 66). Porównawczo w skali 5 lat, to jest w okresie od 1999 do 2003 roku średni udział sosny pozyskanej ze szkód odwiatrowych wyniósł 91,43% całej objętości usuniętego drewna. Mniejszy był też w porównaniu do szkód z roku 2000 średni udział drewna bukowego, który wynosił 0,54%. W przypadku drewna brzoźowego 2,46% i dębowego 0,02%. Większy natomiast średni udział za lata 1999 – 2003 r. wykazano dla gatunków takich drzew jak olcha (5,04%), świerk (0,41%) czy lipa (0,09%). Ten ostatni gatunek nie uległ uszkodzeniu i zewidencjonowaniu w roku 2000.



Ryc. 65. Udział sosny w szkodach za lata 1999-2003, na powierzchni badawczej Komorza.

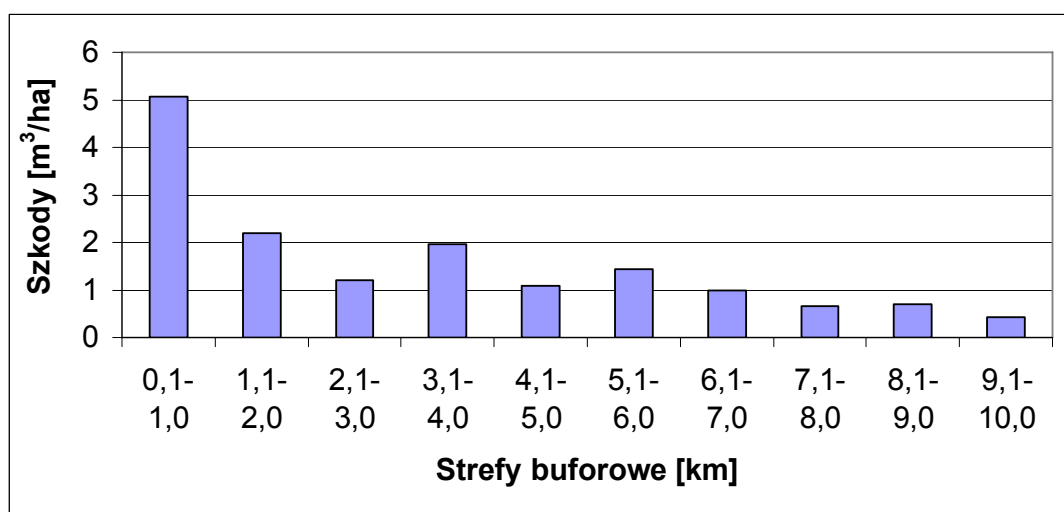


Ryc. 66. Udział szkód wg gatunków w latach 1999-2003 na powierzchni badawczej Komorza.

6.2.5 Stanowisko badawcze Komorza Szkodę w strefach buforowych

Z map opracowanych w technologii GIS wyznaczeniem buforów szerokości 100m i sporządzonych histogramów wynika, że latach 1999 - 2003 większe szkody wystąpiły przy granicy polnoleśnej. Na dystansie 10 km m w głąb lasu pozyskano średnio 5,07 m³/ha drewna pochodzącego z wiatrołomów. W następnych strefach 1,1km –4 km m średnie pozyskanie oscylowało pomiędzy wartościami 2,2 i 1,9 m³/ha. W jeszcze bardziej oddalonych od skraju łąk i pól fragmentach lasu średnie objętości drewna pozyskane z 1ha upraw leśnych były jeszcze mniejsze i wahały się od 0,42 m³/ha w strefach najodleglejszych (9,0 – 10,0 km) do 1,43 w strefie środkowej, tj. w odległości 5,1 – 6,0 km od skraju kompleksu (Ryc. 67).

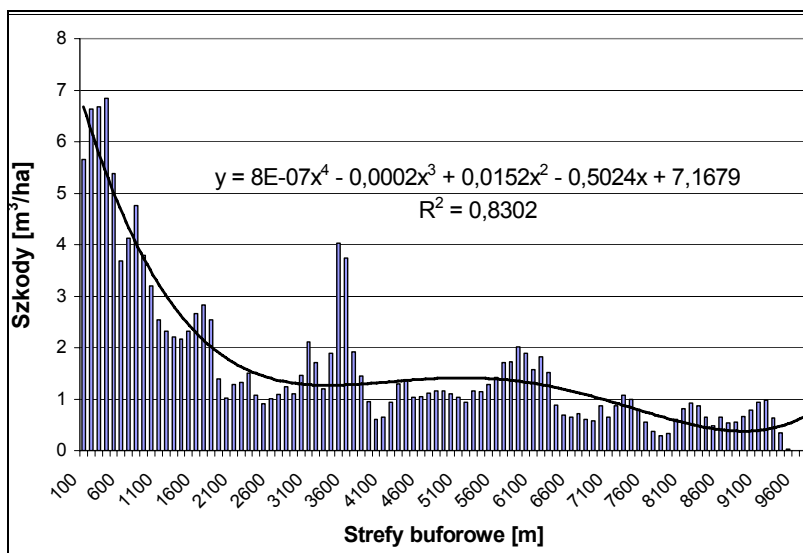
Analizując strefy buforowe w interwale 100 m stwierdzono, że największe łączne szkody za okres 1999 - 2003 r. w ilości 6,84 m³/ha wystąpiły w strefie 300 - 400m. W odległości 0 - 100m od granicy polno - leśnej było ich 5,7 m³/ha, 100 - 200m -6.7 m³/ha, 200 - 300m 6,6m³/ha, 400 - 500m 5.4 m³/ha, a w odległości 500-600m 3,7 m³/ha. W pozostałych strefach buforowych pozyskanie drewna było znacznie niższe (Ryc. 68). Współczynnik korelacji wyrażający zależność szkód od odległości od granicy polno -leśnej w interwałach stumetrowych uzyskał wartość 0.79 (Ryc. 69).



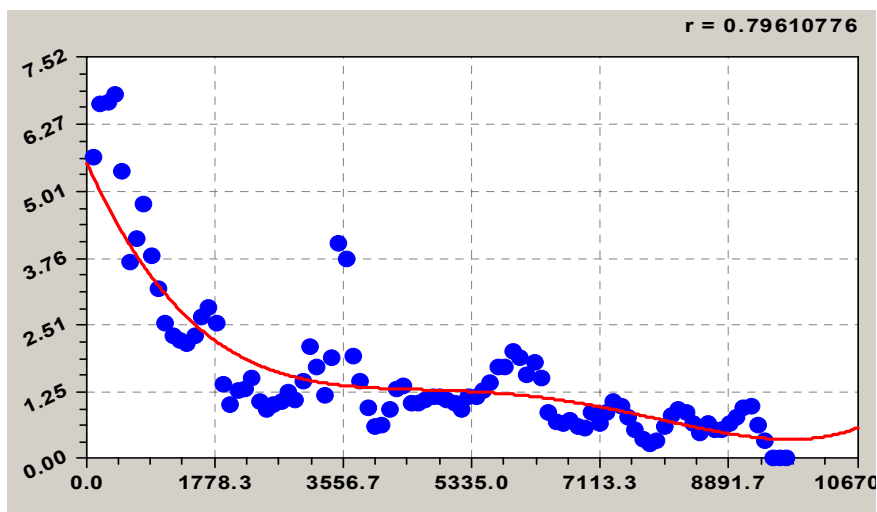
Ryc. 67. Średnie szkody w strefach buforowych [m³/ha], na powierzchni badawczej Komorza w latach 1999-2003 r.

Analizując rok 2000, który z badanego okresu 1999 – 2003 wyróżnił się występowaniem największych uszkodzeń we wszystkich możliwych aspektach, stwierdzić można iż, szkody w pierwszej najbliższej przebiegowi granicy polno – leśnej strefie buforowej były najwyższe i wynosiły średnio około 2,88 m³/ha dla dystansu 0-1km. Wartość ta jest zdecydowanie najwyższa w porównaniu do średnich objętości z innych lat, w których nie przekraczają one poziomu 1 m³/ha. W sumie w roku 2000 pozyskano we wszystkich strefach buforowych 94,8 m³/ha (vide też Zał. 4).

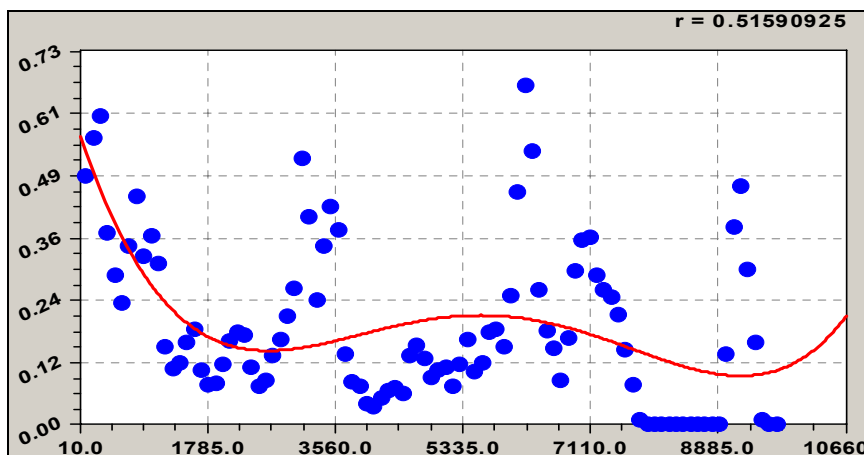
W pozostałych strefach wielkość szkód ta sukcesywnie obniżała się, aż do niemal całkowitego ich zaniku w częściach najbardziej oddalonych od granicy polno – leśnej. Tendencje taką możemy zaobserwować też w pozostałych latach, poza rokiem 2001, kiedy to niejako okresowo w strefach 0-1,0 km, 3,1-4,0 km, 6,1 – 7,0 km i ostatniej 9,1 – 10,0 km zaznacza się nagły wzrost średnich wartości szkód na 1ha strefy buforowej. Dla tego roku współczynnik korelacji - wyrażający zależność szkód od odległości od granicy polno-leśnej w interwałach stumetrowych - uzyskał wartość najniższą 0,51 (Ryc. 70). Z analizy wykresu i rozkładu szkód wynika, że zależność ta jest najslabsza w porównaniu do innych silnych zależności z pozostałych lat, kiedy to wspomniany współczynnik korelacji wahał się od 0,83 do 0,91.



Ryc. 68. Szkody w strefach buforowych w latach 1999 – 2003 na powierzchni badawczej Komorza.



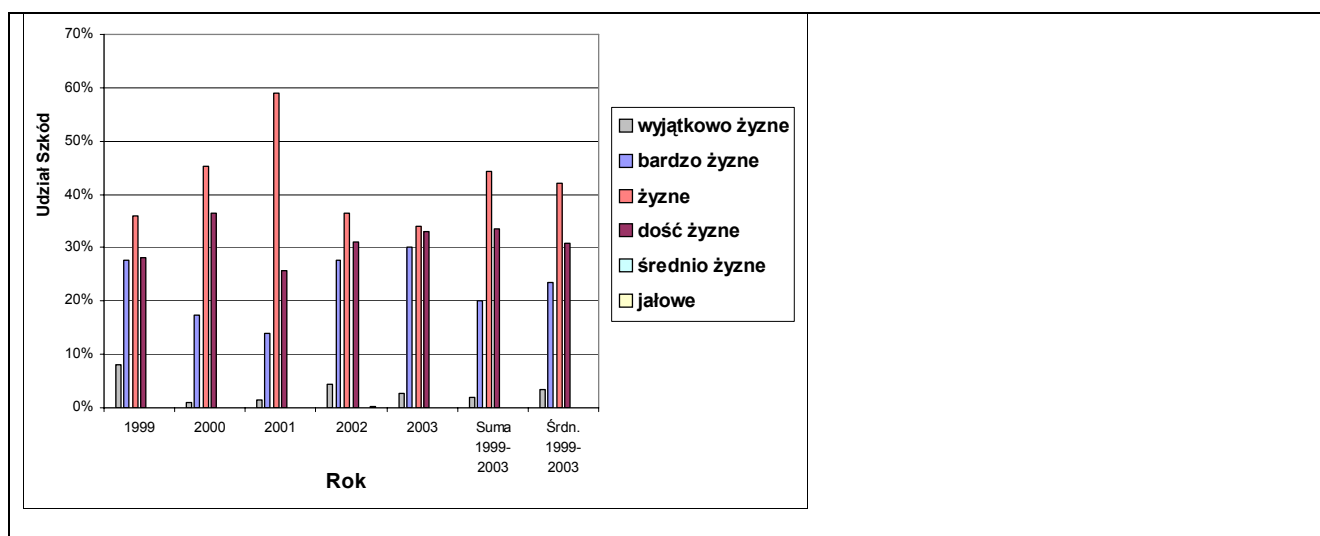
Ryc. 69. Zależność pomiędzy wielkością szkód w latach 1999 – 2003 na powierzchni badawczej Komorza za lata 1999 - 2003; współczynnik korelacji $r=0,796$.



Ryc. 70. Zależność szkody w 2001 roku a odległość od granicy polno-leśnej na powierzchni badawczej Komorza; współczynnik korelacji $r=0,516$.

6.2.6. Stanowisko badawcze Komorza. Szkody a typ siedliskowy drzewostanu i żyzność siedlisk

Analizując okres 1999-2003 pod względem typologicznym najczęściej drewna pozyskano z wiatrołomów na siedlisku boru mieszanego świeżego (BMśw) 41,7%, boru świeżego (Bśw) 28,1% i lasu mieszanego świeżego (LMśw) 23,4%. Największy udział szkód (w m³/ha) zanotowano na siedliskach BMśw w roku 2001. Wynosiły one ponad połowę 59% wszystkich szkód w tym roku. W pozostałych latach udział szkód na siedlisku BMśw utrzymywał się pomiędzy wartościami 32,6% w roku 2003 a 44,8% w roku 2000. Na siedlisku Bśw największe szkody około 36% całości odnotowano w roku 2000. W przypadku siedliska LMśw w wysokości 30% całorocznych szkód wystąpił w roku 2003 (

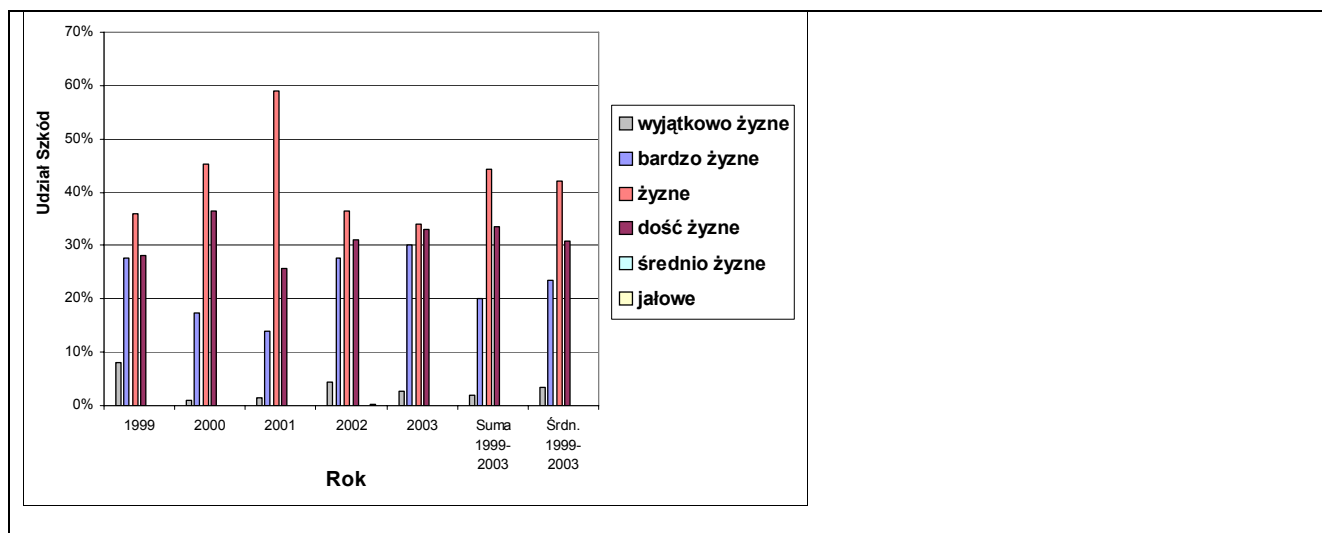


Ryc. 71. Udział szkód w latach 1999-2003 według typów żyzności siedlisk na powierzchni badawczej Komorza.

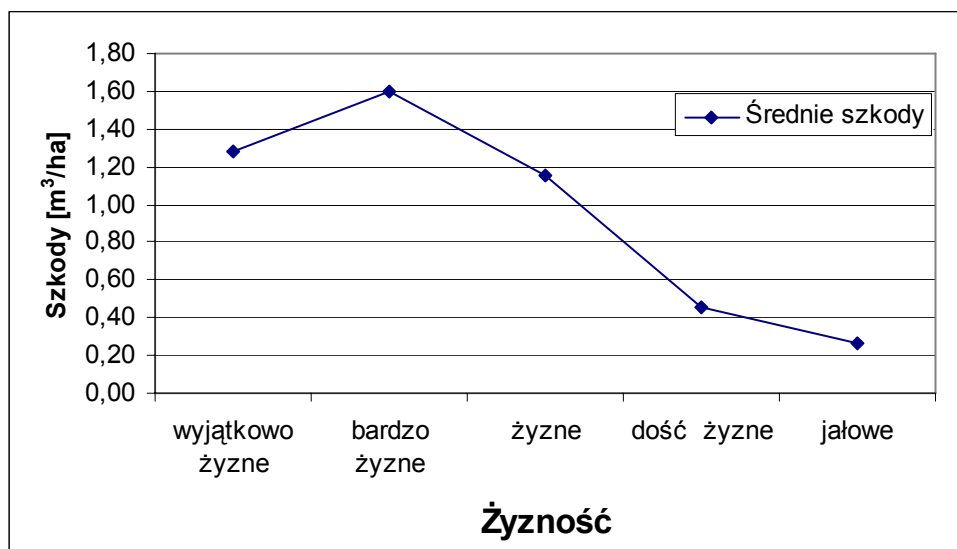
).

Najwięcej szkód w analizowanym okresie, bo w sumie aż 77,8%, wystąpiło na siedliskach leśnych typu żyznego i dość żyznego. Średnio w ciągu pięciu analizowanych lat właśnie w obrębie tych typów żyzności siedliskowej zanotowano największe udziały szkód, zazwyczaj przekraczające 70%. W bardzo żyznych siedliskach średnia za badany okres wyniosła 23,4%. Maksymalne blisko 60% -owe udziały szkód zanotowano w siedliskach typu żyznego w roku 2001 (Ryc. 71).

Z danych zawartych w Zał. 5 i na Ryc. 72 wynika, że średnie szkody z okresu 1999-2003 osiągnęły wartości maksymalne (1,6 m³/ha) na siedliskach bardzo żyznych a minimalne (0,27 m³/ha) na siedliskach jałowych.



Ryc. 71. Udział szkód w latach 1999-2003 według typów żyzności siedlisk na powierzchni badawczej Komorza.

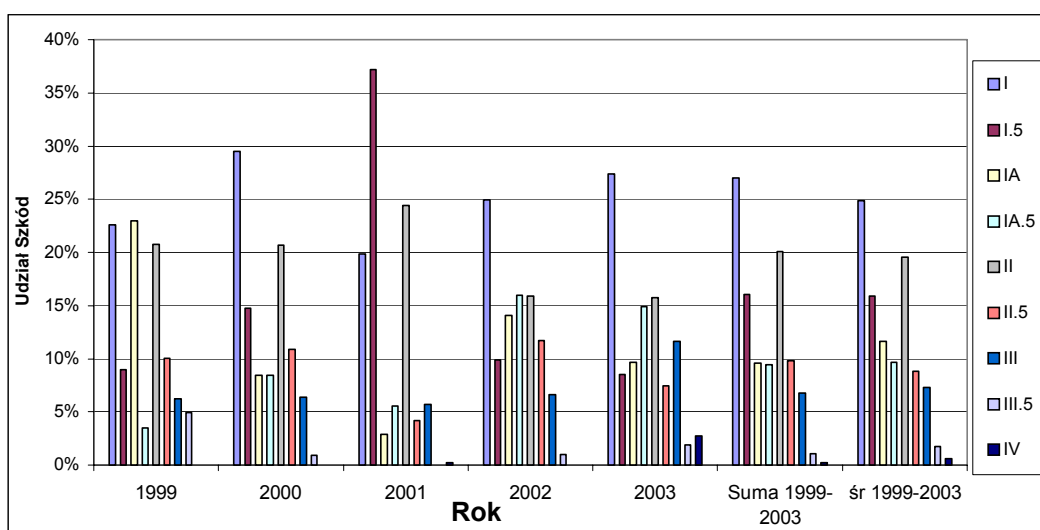


Ryc. 72. Średnie szkody za okres 1999-2003 według żyzności siedlisk na powierzchni badawczej Komorza.

6.2.7 Rozmieszczenie szkód a klasy bonitacji drzewostanu. Powierzchnia badawcza Komorza

W skali wszystkich szkód powstałych na przestrzeni 5 lat największy udział miały te, które powstały w drzewostanach o I i I.5 klasie bonitacji (Zał. 6). Było ich najwięcej zarówno sumarycznie – około 27%, jak i pod względem średniej za wyżej wspomniany okres, która należała do najwyższych spośród wszystkich 10 klas bonitacji i stanowiła 24,84%. Oceniając objętości drewna jakie pozyskano w poszczególnych latach z drzewostanów w różnych klasach bonitacji zauważyć można wyraźnie wyróżniająca się klasę bonitacji I.5 w roku 2001 (37,2%) oraz wspomnianą już klasę I w roku 2000 (29,49%). Ta ostatnia wartość była o bez mała 3% większa od średniej za okres 5 lat, liczonej w obrębie omawianej klasy I. Najmniejszy bo wynoszący tylko 8,5% udział w obrębie tej dominującej

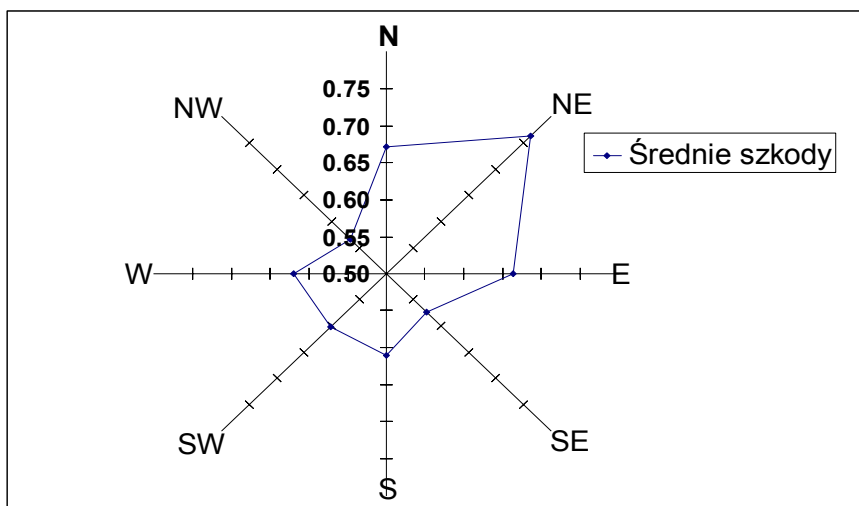
klasy bonitacji odnotowano w 2003r. Natomiast udział pozyskanego drewna w roku 1999 w klasie I.A osiągnął najwyższe wartości spośród wszystkich klas blisko 23% (Ryc. 73). Największy udział w I klasie bonitacji drzewostanu występuje więc w roku 2000 i potem w latach 2002 - 2003. Stanowi on od 19,8 (w roku 2002) do 29,5% (w roku 2000) udziału w szkodach za dany rok. W rozpatrywanych latach 2001 - 2003 zaznaczał się ponadto wyraźny spadek udziału szkód w obrębie klasy II. Pozostałe klasy na przestrzeni 5 lat utrzymywał się w miarę wyrównany poziom udziału. Oscylował on na poziomie 7 - 8,8 % w przypadku klas II.5 i III, oraz 0,6 – 1,7% w obrębie klas III.5 i IV. W klasach IV.5 i V bonitacji szkód nie odnotowano.



Ryc. 73. Udział szkód w latach 1999-2003 wg klas bonitacji drzewostanu, na powierzchni badawczej Komorza.

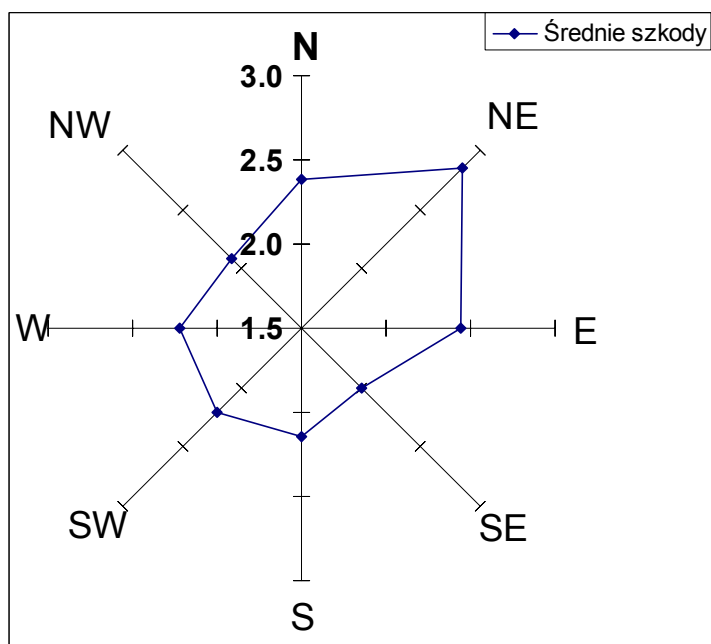
6.2.8 Stanowisko badawcze Komorza. Szkody a ekspozycja terenu

W latach 1999 - 2003 na powierzchni badawczej Komorza, obejmującej swym zasięgiem 3 leśnictwa, najwięcej szkód odnotowano na terenach o ekspozycji w północno - wschodniej (NE). Było to 0,76 m³/ha. Zbliżone, aczkolwiek mniejsze pozyskanie uszkodzonego przez wiatr drewna odnotowano na terenach o ekspozycjach północnej (0,67 m³/ha) i wschodniej (0,66 m³/ha). Najmniej drewna uzyskano z obszarów o ekspozycji północno - zachodniej i południowo - wschodniej (0,57 m³/ha) i z obszarów płaskich (0,54 m³/ha) (Ryc. 74). Największe szkody w całym okresie badawczym wystąpiły w roku 2000 a ich rozlokowanie względem głównych kierunków ekspozycji nawiązywało do średniej z 5-lecia 1999 - 2003. Dominowały szkody o ekspozycji północno - wschodniej (2,8 m³/ha) oraz północnej i wschodniej (po ok. 2,4 m³/ha).

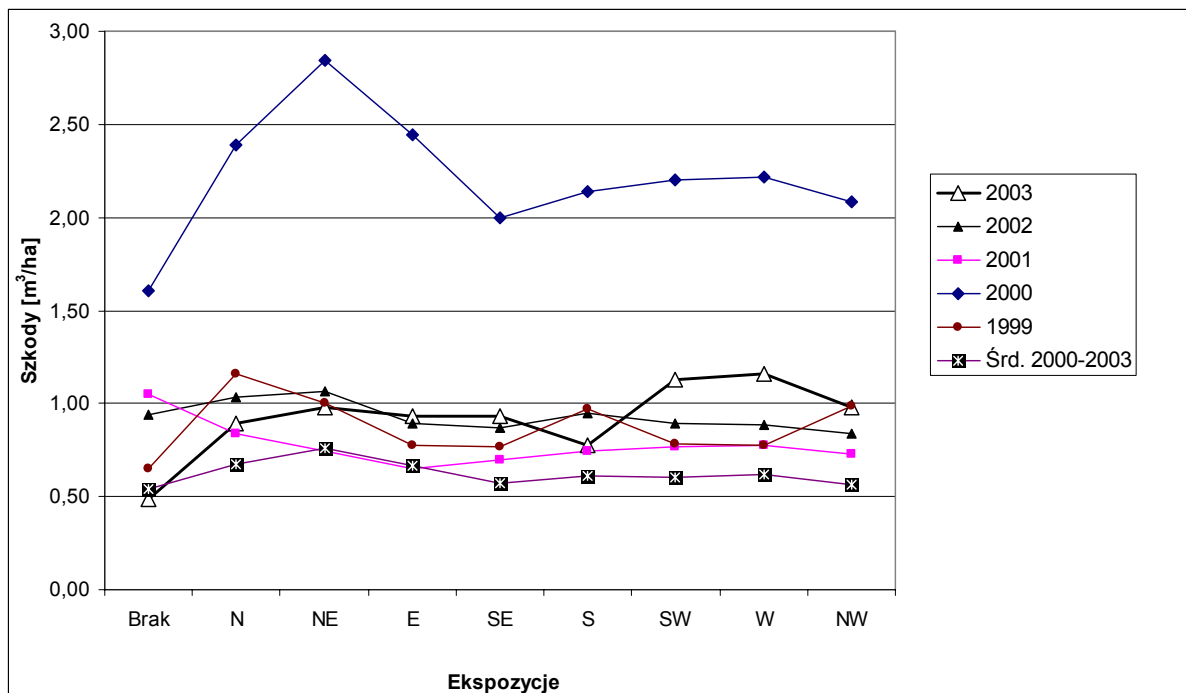


Ryc. 74. Rozkład średnich szkód w latach 1999 – 2003 wg. kierunków ekspozycji na powierzchni badawczej Komorza.

Najmniejsze średnie szkody zanotowano na terenach o wystawie południowo – wschodniej ($0,58 \text{ m}^3/\text{ha}$) i na terenach płaskich ($1,6 \text{ m}^3/\text{ha}$) (Ryc. 75). W pozostałych latach tj. 1999, 2001 i 2002 amplitudy wartości były mniejsze i przebieg krzywej bardziej wyrównany (Ryc. 76).



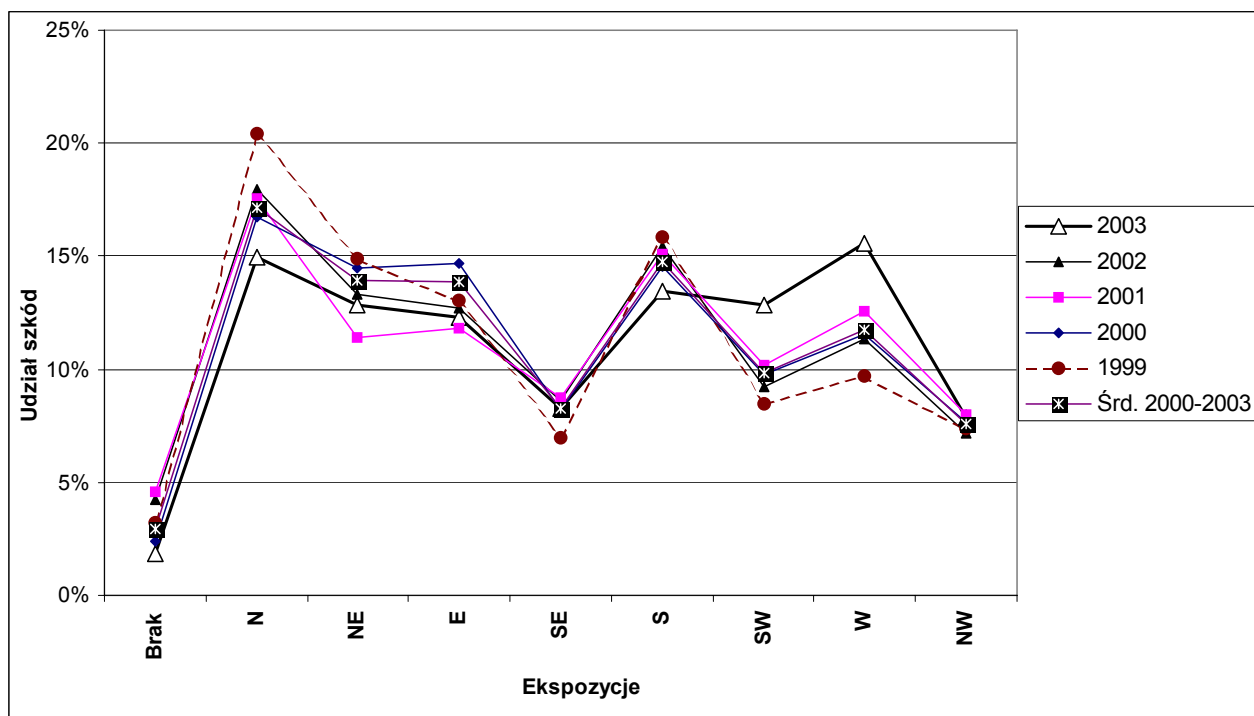
Ryc. 75. Średnie szkody [m^3/ha] w roku 2000 w ośmiu kierunkach ekspozycji terenu na powierzchni badawczej Komorza.



Ryc. 76. Średnie szkody w latach 1999 – 2003 w ośmiu kierunkach ekspozycji terenu na powierzchni badawczej Komorza.

Udziały szkód według ekspozycji terenu w poszczególnych w całym badanym horyzoncie czasowym miały przebieg mniej więcej zgodny ze średnią. Generalnie przeważały udziały szkód z terenów o ekspozycji północnej oscylujące wokół wartości ok. 17% przy maksimum dla roku 1999 wynoszącym 20,5%. Najmniejsze udziały szkód - oprócz obszarów płaskich ze średnią 2,9% - zanotowano na stokach o ekspozycji północno – zachodniej. Ich średni udział wynosił 7,6 %.

W roku 2003 najwyższym udziałem w całości szkód odznaczyły się tereny o ekspozycji zachodniej (15,6%). Szkody z tych terenów były wyższe o blisko 4% od średniej z wielolecia, która wyniosła 11,8%. Na drugim miejscu po względem udziału w szkodach drzewostanowych, znalazły się tereny o ekspozycji północnej. Stanowiły one 14,9% (Ryc. 77). W roku 2003 najniższe udziały szkód przypadały na ekspozycję północno – zachodnią (7,8%) i na tereny płaskie (1,8 %).



Ryc. 77. Udział szkód w latach 1999 – 2003 na ośmiu kierunkach ekspozycji, na powierzchni badawczej Kormorza.

6.3 Szkody na powierzchni badawczej Park Narodowy "Bory Tucholskie" w latach 1999 –2003

Dla obszaru Parku Narodowego Borów Tucholskich zebrano i opracowano wyniki badań w następujących dziewięciu podrozdziałach (6.3.1 – 6.3.9) ukazujących zależności jakie zachodziły w latach 1999 – 2003 pomiędzy ilością pozyskanego ze szkód odwiatrowych drewna a następującymi czynnikami: żyznością (6.3.1) i wilgotnością (6.3.2) siedliska, bonitacją (6.3.3), zwarciem (6.3.4) oraz wiekiem drzewostanu (6.3.8). W podrozdziale 6.3.5 przedstawiono zależność wielkości szkód wyrządzonych przez wiatr od odległości do linii brzegowej jezior sąsiadujących od zachodu z PNBT. Analizowano także wpływ ekspozycji i nachylenia terenu na powstawanie szkód w skutek działania czynnika zaburzającego jakim jest wiatr (6.3.6 - 6.3.7). W podrozdziale 6.3.9 przedstawiono wyniki analizy regresji wielokrotnej NDVI dla sceny IKONOS w granicach powierzchni badawczej PNBT.

6.3.1 Park Narodowy "Bory Tucholskie". Zależność wielkości szkód od żyzności siedlisk

W Parku Narodowym "Bory Tucholskie" zbadano zależność pomiędzy wielkością szkód na 1 ha pododdziału a żyznością siedlisk w jego Obrębie. Żyzność przedstawiono w 8 stopniowej skali (

Tab. 45). W latach 1999 – 2003 największe szkody na tej powierzchni badawczej zanotowano na siedliskach bardzo żyznych (Zał. 7). Średnie, gdzie szkody wyniosły 0,42 m³/ha. Tereny gdzie

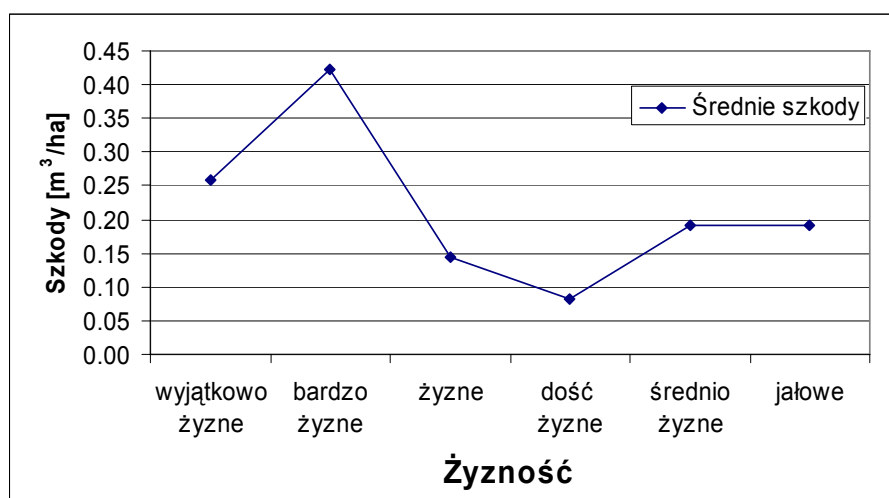
szkody były mniejsze należały do siedlisk wyjątkowo żyznych. Usunięto z nich średnio 0,26 m³/ha drewna (Ryc. 78). Na niższym ale zbliżonym poziomie (0,19 m³/ha) kształtowały się średnie wartości szkód, które powstały na terenach średnio żyznych i jałowych.

Rozmieszczenie szkód (Ryc. 79) według poszczególnych stopni żyzności kształtowało się następująco: największe udziały w ilości 77,7% całości szkód przypadały na siedliska dość żyzne, na drugim miejscu plasowały się siedliska bardzo żyzne (10,7%) a na trzecim siedliska żyzne (9,1 %). Udziały pozostałych typów żyzności siedlisk nie przekraczały 1,4% (Tab. 46).

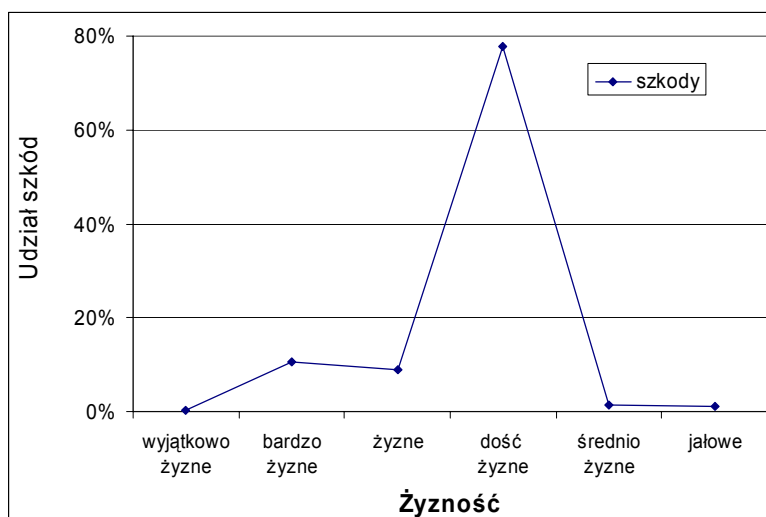
Tab. 45. Żyzność siedlisk na podstawie typu siedliskowego lasu (wg Puchalskiego i Prusinkiewicza 1990).

ŻYZNOŚĆ	BORY	BORY Mieszane	LASY Mieszane	LASY
1 - wyjątkowo żyzne				Lw, Lśw, OIJ
2 - bardzo żyzne			LMśw,	
3 - żyzne		BMśw,	LMw	
4 - dość żyzne	Bśw	BMw	LMb	OI
5 - średnio żyzne	Bw	BMb		
6 - mało żyzne				
7 - jałowe	Bb			
8 - wyjątkowo jałowe	Bs			

Szukając zależności między wartościami wskaźników a warunkami siedliskowymi przeprowadzono test Kruskala-Wallisa będący nieparametrycznym odpowiednikiem analizy wariancji, oraz test Tukey'a z modyfikacją dla analizy nieparametrycznej jako testu post-hoc. Na ich podstawie, stwierdziłem, że nie ma istotnej różnicy pod względem wielkości szkód pomiędzy siedliskami: średnio żyznymi a jałowymi (p=1,00). W pozostałych przypadkach poziom istotności był wysoki tj. p < 0,05.



Ryc. 78. Zależność pomiędzy wielkością szkód a żyznością siedlisk dla średniej z pięcioletnia 1999 – 2003, na powierzchni badawczej PNBT.



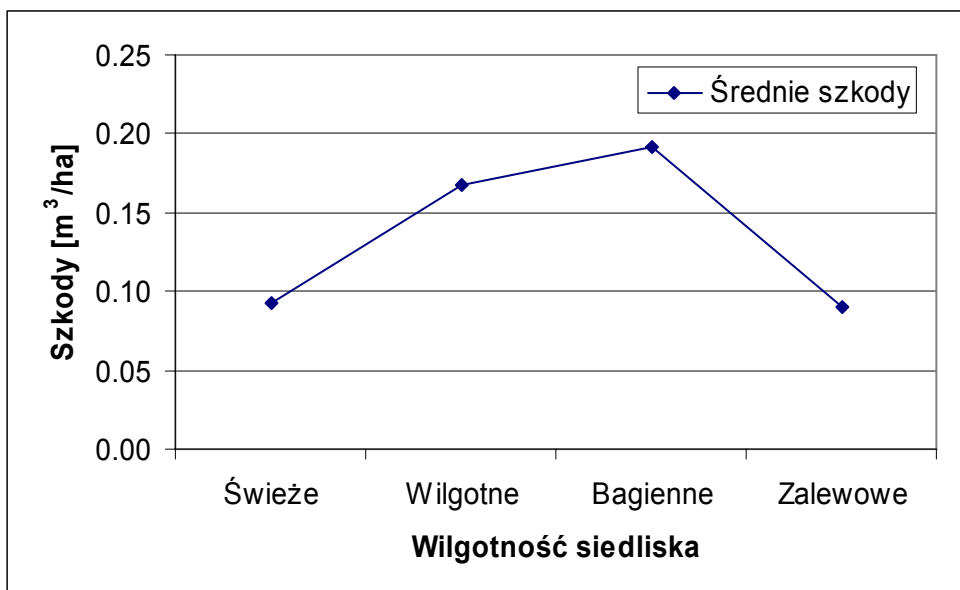
Ryc. 79. Udział szkód w poszczególnych typach żyzności, dla wartości średniej z pięciolecia 1999-2003, na powierzchni badawczej PNBT.

Tab. 46. Średnie wartości i sumy szkód w poszczególnych typach żyzności siedliska, na powierzchni badawczej PNBT.

Żyzność	Średnia [m ³ /ha]	Liczebność próby N	SUMA [m ³ /ha]	Odchylenie standardowe	Udział szkód [%]
Wyjątkowo żyzne	0.26	58	15.04	0.219116	0.18
Bardzo żyzne	0.42	2 122	894.94	0.103889	10.71
Żyzne	0.14	5 255	756.50	0.096204	9.06
Dość żyzne	0.08	79 892	6 488.90	0.107181	77.69
Średnio żyzne	0.19	602	115.24	0.087576	1.38
Jałowe	0.19	427	81.79	0.072050	0.98
Ogół grup	0.09	88 356	8 352.395	0.119621	100.00

6.3.2 Powierzchnia badawcza PNBT. Zależność występowania szkód od wilgotności siedliska

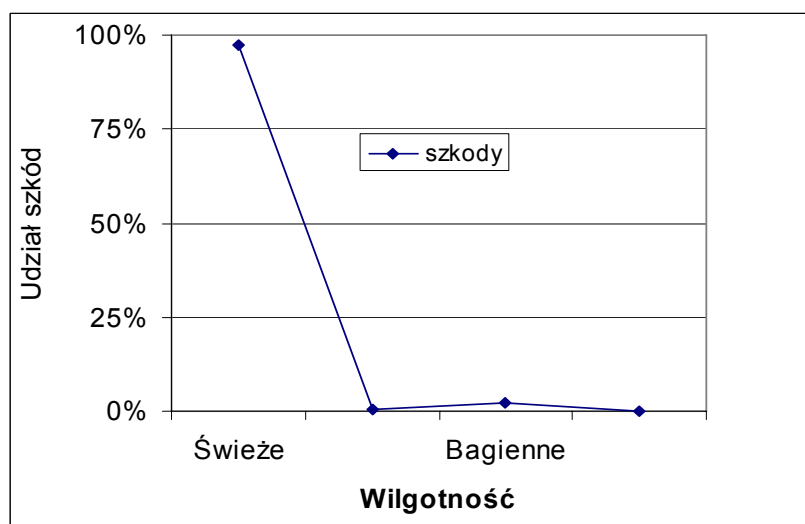
Na terenie Parku Narodowego "Bory Tucholskie" szkody zależne były też od wilgotności siedliska. Z analizy średnich wartości szkód z wielolecia (Zał. 8) wynika, iż największe ilości uszkodzonego drewna pozyskano na siedliskach typu bagiennego – średnia 0,19 m³/ha i o 0,02 m³/ha mniej na siedliskach wilgotnych – 0,16 m³/ha. Wielkość o około połowę mniejszą od notowań maksymalnych uzyskano dla siedlisk typu świeżego – 0,09 m³/ha i dla siedlisk zalewowych – 0,09 m³/ha. Nie stwierdzono występowania szkód na terenach z siedliskami typu suchego (Ryc. 80 i Tab. 47).



Ryc. 80. Zależność szkód od wilgotności siedliska dla średniej z wielolecia 1999 – 2003, na powierzchni badawczej PNBT.

Największym udziałem szkód charakteryzowały się siedliska typu świeżego 97,3%. Marginalny udział miały tutaj siedliska typu bagiennego (2,36%) a prawie zerowy odsetek udziałów odnotowano w przypadku siedlisk wilgotnych (0,3%) i zalewowych (0.03%) (Ryc. 81 i Tab. 47).

Na podstawie analizy post-hock wykonanej testem RIR Tukey'a nie stwierdzono istotnych statystycznie różnic pomiędzy siedliskami typu zalewowego a świeżego ($p=0,9$) oraz wilgotnego ($p=0,07$) i siedliskami typu wilgotnego a bagiennego ($p=0,3$). Różnice pomiędzy pozostałymi typami wilgotność siedlisk są statystycznie istotne.



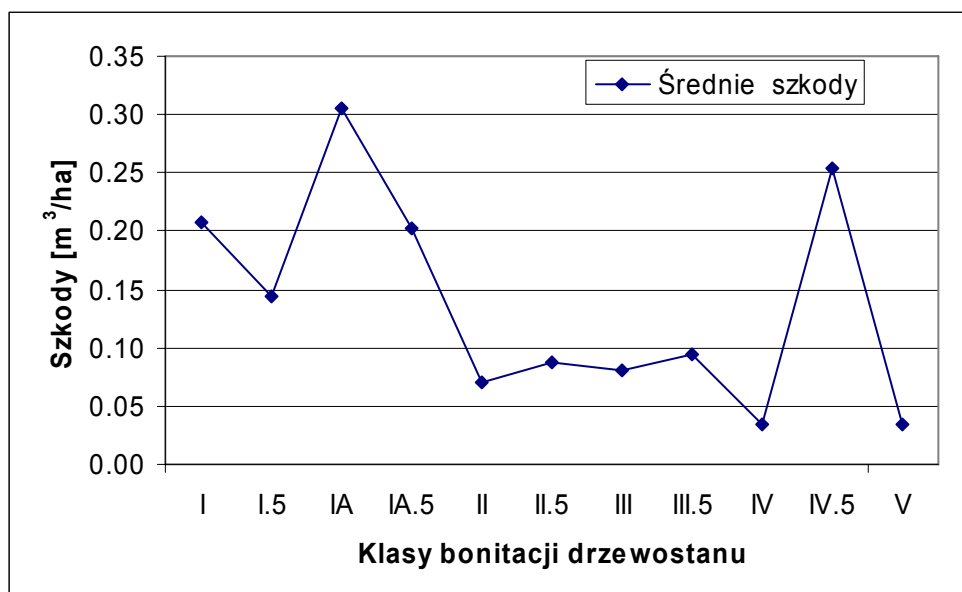
Ryc. 81. Udział szkód w poszczególnych typach wilgotności siedliska dla średniej z wielolecia 1999-2003 na powierzchni badawczej PNBT.

Tab. 47. Wartości średnie i sumy szkód w poszczególnych typach wilgotności siedliska, na powierzchni badawczej PNBT.

Wilgotność	Średnia [m ³ /ha]	Liczebność próby N	SUMA [m ³ /ha]	Odchylenie standardowe	Udział szkód [%]
Świeże (2)	0.09	87144	8 127.03	0.119416	97.30
Wilgotne (3)	0.17	152	25.44	0.153826	0.30
Bagienne (4)	0.19	1032	197.40	0.081303	2.36
Zalewowe (5)	0.09	28	2.51	0.149493	0.03
Ogół grup	0.09	88356	8 352.395	0.119870	100.00

6.3.3 Powierzchnia badawcza PNBT. Zależność występowania szkód od bonitacji drzewostanu

Na powierzchni badawczej PNBT szkody w wieloleciu 1999 – 2003 różnicowały się także w obrębie takiej cechy drzewostanu jaką jest bonitacja (Zał. 9). W analizach wpływu tego czynnika na występowanie spowodowanych przez wiatr stwierdzono, że: największe z nich odnotowano w klasie bonitacji drzewostanu IA. Średnia wartość szkód wyniosła tu 0,31 m³/ha. Na drugiej pozycji pod tym względem plasowały się drzewostany klasy bonitacji IV.5 ze średnią 0,25 m³/ha. W drzewostanach klas I i IA.5 średnie szkody z pięciolecia były mniejsze - wynosiły 0,21 m³/ha i 0,2 m³/ha. Stosunkowo wysoką pozycją charakteryzowała się druga co do jakości drzewostanu klasa I.5, której wartość średnia wynosiła 0,14 m³/ha. Z zestawienia zaprezentowanego na Ryc. 82 widać zaznaczającą się wyraźnie dominację klas najwyższych. W pozostałych klasach bonitacji zaznacza się tendencja malejąca intensywności szkód obniżająca się do poziomu od 0,09 do 0,07 m³/ha. Wraz ze spadkiem rangi klasy bonitacji drzewostanu maleją ilości uszkodzonego drewna usuniętego z jednego hektara.

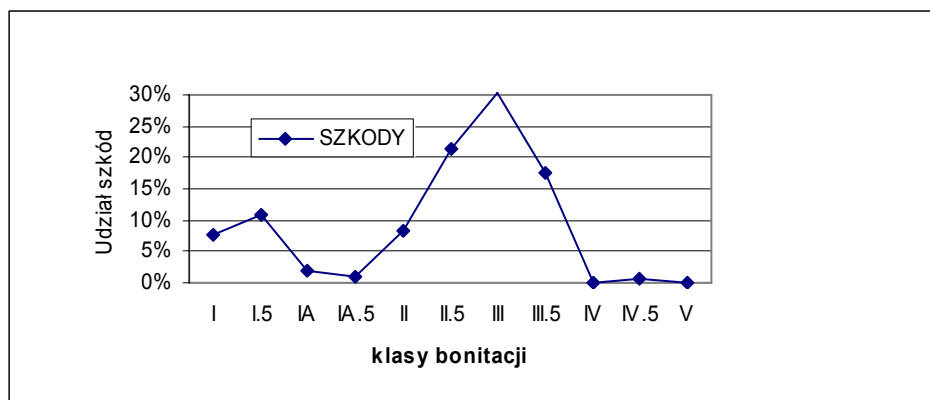


Ryc. 82. Średnie szkody z wielolecia 1999 – 2003 a bonitacja drzewostanu, na powierzchni badawczej PNBT.

Największe udziały szkód w według bonitacji drzewostanu (Ryc. 83) przypadły klasie III i wyniosły 30,43%. Znacznym udziałem szkód charakteryzowały się też klasy II.5, III.5 i udziały tych klas w ogólnej ilości szkód odpowiednio 21,5% i 17,6%. Na następnym miejscu po względem udziału w szkodach zanotowane na powierzchni badawczej PNBT uplasowały się drzewostany z klasy I.5. Udział tej klasy wynosił 10,9% (Tab. 48).

Tab. 48. Wartości średnie i sumy szkód w poszczególnych klasach bonitacji drzewostanu w latach 1999 - 2003, na powierzchni badawczej PNBT.

Klasy Bonitacji		Średnia [m ³ /ha]	Liczebność próby	SUMA [m ³ /ha]	Odchylenie standardowe	Udział szkód [%]
[1]	I	0.21	3 108	645.5	0.16	7.73
[2]	I.5	0.14	6 279	908.5	0.13	10.88
[3]	IA	0.31	521	159.4	0.08	1.91
[4]	IA.5	0.20	397	80.7	0.11	0.97
[5]	II	0.07	9 974	698.8	0.07	8.37
[6]	II.5	0.09	20 652	1 794.1	0.11	21.48
[7]	III	0.08	31 648	2 541.4	0.10	30.43
[8]	III.5	0.09	15 491	1 471.4	0.15	17.62
[9]	IV	0.04	55	1.9	0.04	0.02
[10]	IV.5	0.25	190	48.2	0.01	0.58
[11]	V	0.04	10	0.4	0.00	0.00
Ogół grup		0.09	88 325	8 350.4	0.96	100

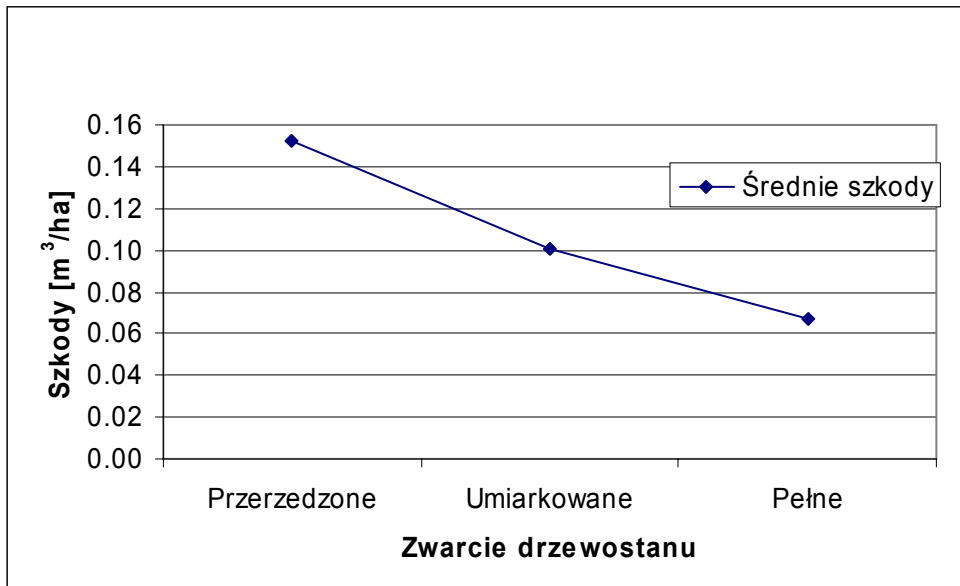


Ryc. 83. Udział szkód w klasach bonitacji dla wartości średniej z wielolecia 1999 – 2003, na powierzchni badawczej PNBT.

6.3.4 Powierzchnia badawcza PNBT. Zależność występowania szkód od zwarcia drzewostanów

Szkody wyrządzone przez wiatr uzależnione były też od stopnia zwarcia drzewostanu. Z analizy średnich szkód z wielolecia 1999 - 2003 (Zał. 10) wynika, iż największe ilości uszkodzonego drewna – średnia 0,15 m³/ha - pozyskano w drzewostanach o zwarcu typu przerzedzonego. Niewiele mniejszymi wartościami bo 0,10 m³/ha odznaczały się drzewostany o zwarcu umiarkowanym. Trze-

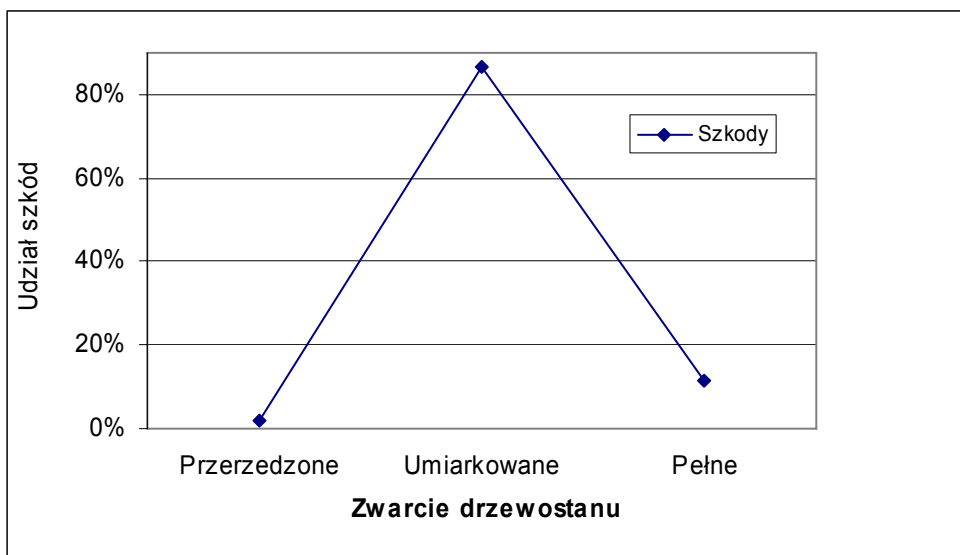
cią i ostatnią lokatę w tej klasyfikacji odnotowano dla drzewostanów o zwarcie typu pełnego, których średnia wartość wyniosła 0,07 m³/ha. Na powierzchni badawczej PNBT nie stwierdzono występowania szkód w typie drzewostanów o zwarcie luźnym (Ryc. 84 i Tab. 1).



Ryc. 84. Średnie szkody z wielolecia 1999 – 2003 a zwarcie drzewostanu, na powierzchni badawczej PNBT.

Największym udziałem szkód charakteryzowały się drzewostany o zwarcie typu umiarkowanego 88,42%. Na drugim miejscu w tej klasyfikacji uplasowały się szkody wyrządzone przez wiatr w drzewostanach o zwarcie pełnym. Stanowiły one 11,53% całości usuniętej biomasy drzew. Najmniejszy udział - 2,05% szkód stwierdzono w drzewostanach o zwarcie typu przerzedzonego (Ryc. 85. i Tab. 49).

Na podstawie analizy post-hock testem RIR Tukey'a stwierdzono, iż różnice szkodami we wszystkich typach zwarcia drzewostanu są statystycznie istotne ($p < 0,05$).



Ryc. 85. Udział szkód w typach zwarcia drzewostanu – średnia z wielolecia 1999 – 2003, na powierzchni badawczej PNBT.

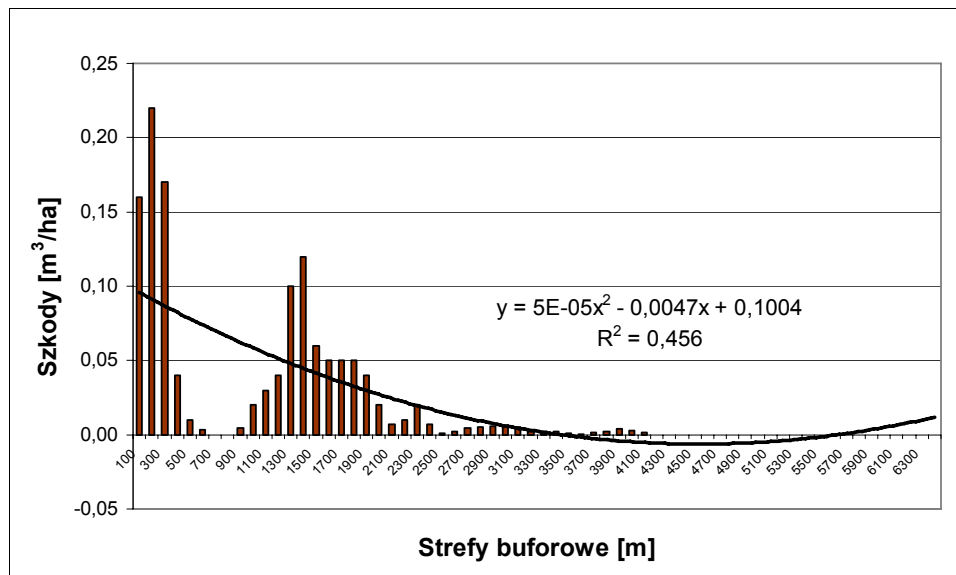
Tab. 49. Średnie i sumy szkód w poszczególnych typach zwarcia drzewostanu, PNBT

Zwarcie	Średnia [m ³ /ha]	Liczebność próby	SUMA [m ³ /ha]	Odchylenie standardowe	Udział szkód [%]
Przerzedzone	0.15	1 050	159.67	0.08	2.05
Umiarkowane	0.10	67 225	6 737.96	0.13	86.42
Pełne	0.07	13 402	898.76	0.05	11.53
Ogół grup	0.10	81 677	7 796.40	0.12	100.00

6.3.5 Powierzchnia badawcza PNBT. Rozkład szkód w strefach buforowych

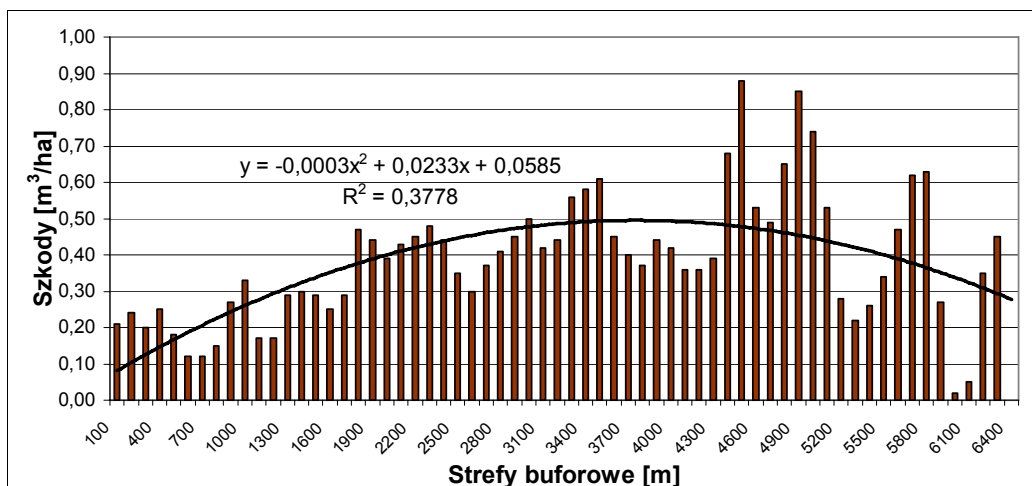
W ciągu ostatnich kilku lat szkody spowodowane działaniem wiatru w Parku Narodowym „Bory Tucholskie” kształtowały się w sposób przypuszczalnie zależny od występowania w obrębie lub na ich pograniczu kompleksów leśnych wielkich jezior. Nie stwierdzono tu występowania szkód powierzchniowych, natomiast zniszczenia w postaci powalów i złomów pojedynczych drzew obserwowano bardzo często. Głównym miejscem ich występowania była część parku narodowego po południowej stronie Strugi Siedmiu Jezior i wschodniej stronie jeziora Charzykowskiego oraz w pobliżu jezior Gacno Małe i Gacno Wielkie. Tę część parku narodowego porastają najstarsze drzewostany, nie występują tu zaś lasy wtórnie odtworzone na glebach czasowo użytkowanych rolniczo. W celu stwierdzenia ewentualnej zależności pomiędzy natężeniem szkód odwiatrowych a odległością od linii brzegowej jeziora, obliczono objętość przypadającego na 1 ha powierzchni buforu uszkodzonego drewna w interwałach 100-metrowych. Największe szkody mierzone w buforach odległości od wschodniego brzegu jeziora Charzykowskiego wystąpiły w końcu lat dziewięćdziesiątych (1999 r.- Zał. 11) w strefie oddalonej o 0,1 – 0,3 km i 1,3-1,4 km od brzegów jeziora (Ryc. 86). W roku na-

stępnym tj. 2000r. (Zał. 12) ich ilość w bezpośrednim sąsiedztwie jeziora zmalała, by stopniowo rosnąć w głąb łądu od wartości rzędu 0,21 m³/ha do udziału szkód na hektar powierzchni bufora rzędu 0,88 m³/ha w odległości około 4,5-5km na wschód od jeziora Charzykowskiego (Ryc. 87).

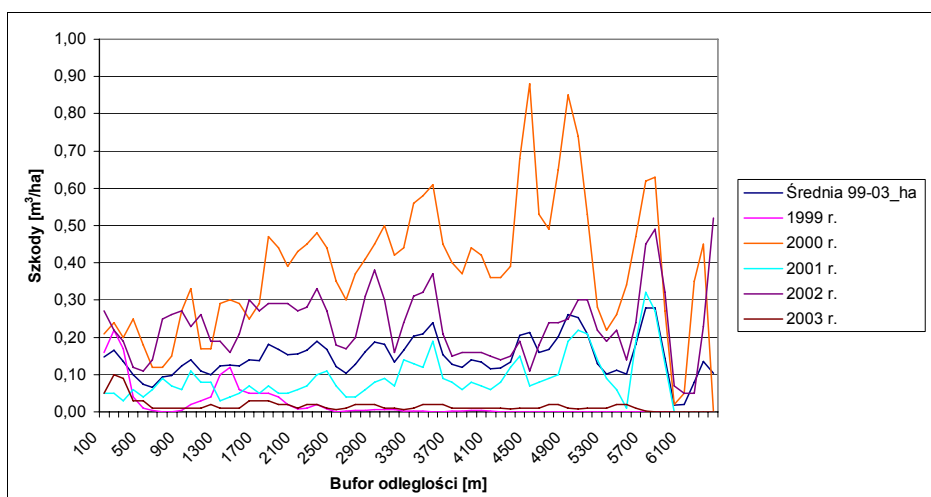


Ryc. 86. Korelacja pomiędzy wielkością szkód w roku 1999 a odległością od linii brzegowej, na powierzchni badawczej PNBT.

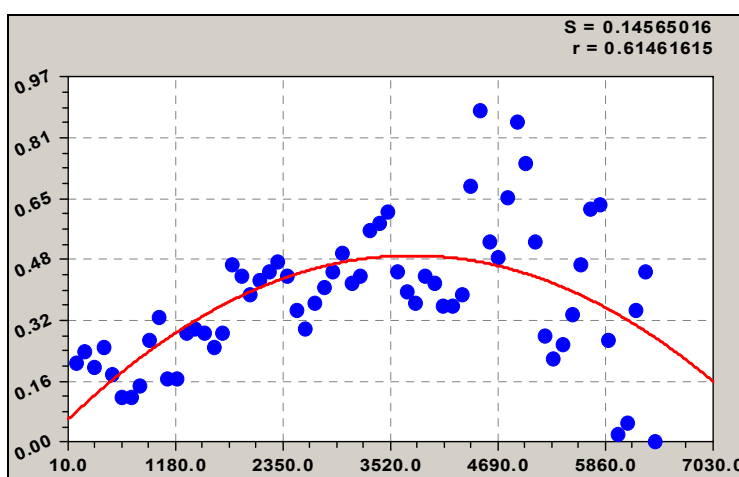
W dwóch następnym latach korelacja pomiędzy ilością szkód a odległością do granicy las- jezioro jest słabsza. Rozkład ich, jest bowiem wyrównany na prawie całym dystansie 6,5km w rozciągłości równoleżnikowej parku narodowego. W roku 2001 wartości szkód w buforach odległości od jeziora Charzykowskiego oscylowały od wartości 0,05 m³/ha bezpośrednio w strefie przyjeziernej (tj. do 100 m) do 0,32 m³/ha w znacznym już oddaleniu od jeziora, to jest w buforze 5,7 – 5,8 [km] (Ryc. 88). Minimalne wartości, jakie osiągnęły szkody za 2002 rok w buforach zaczynają się od wielkości 0,27 m³/ha dla przedziału 0-100 m odległości od jeziora do poziomu 0,52 m³/ha na wschodnim krańcu parku narodowego.



Ryc. 87. Korelacja wielkości szkód w roku 2000 z odległością od linii brzegowej, na powierzchni badawczej PNBT.



Ryc. 88. Występowanie szkód w latach 1999 - 2003 w buforach odległości od linii brzegowej jeziora Charzykowskiego na powierzchni badawczej PNBT.



Ryc. 89. Krzywa dwumianu dla szkód w buforach odległości od linii brzegowej jeziora Charzykowskiego na powierzchni badawczej PNBT; współczynnik korelacji $R=0,61$ dla roku 2000.

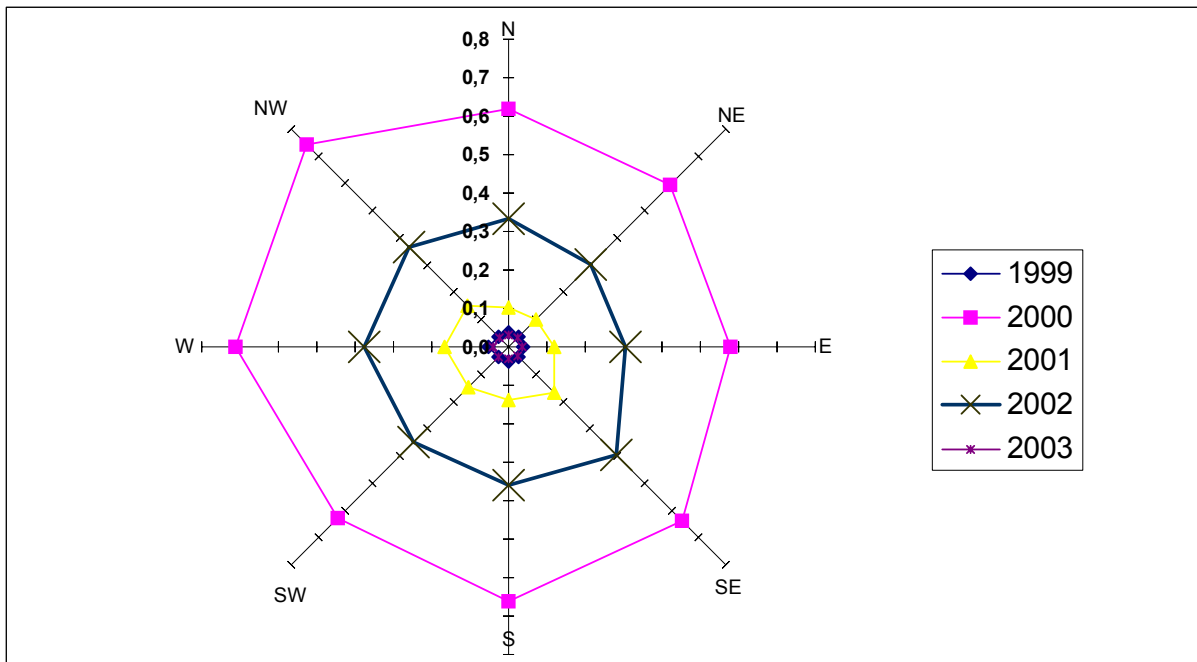
6.3.6 PNBT. Szkody w ośmiu kierunkach ekspozycji terenu.

Rozkład średnich szkód w poszczególnych latach obserwacji był mniej więcej równomierny. Dominowały szkody z roku 2000. Z tego okresu pochodzi największa łączna roczna średnia wielkość szkód $0,64 \text{ m}^3/\text{ha}$. Największe zaburzenia spowodował wiatr wśród drzew porastających tereny o wystawie północno zachodniej. Z tych miejsc usunięto $0,74 \text{ m}^3/\text{ha}$ (Ryc. 90), co stanowiło 11,65% szkód zanotowanych w tym roku (Ryc. 91). Nieco mniejszy, wynoszący 9,92% drewna. udział odnotowano dla ekspozycji SW. Na obszarach płaskich udział szkód nie przekraczał 1%. Stanowiły one od 0,36% do 0,63% całości, co odpowiadało ilości pozyskanego drewna od $0,02 \text{ m}^3/\text{ha}$ w roku 1999 do $0,58 \text{ m}^3/\text{ha}$ w roku 2000.

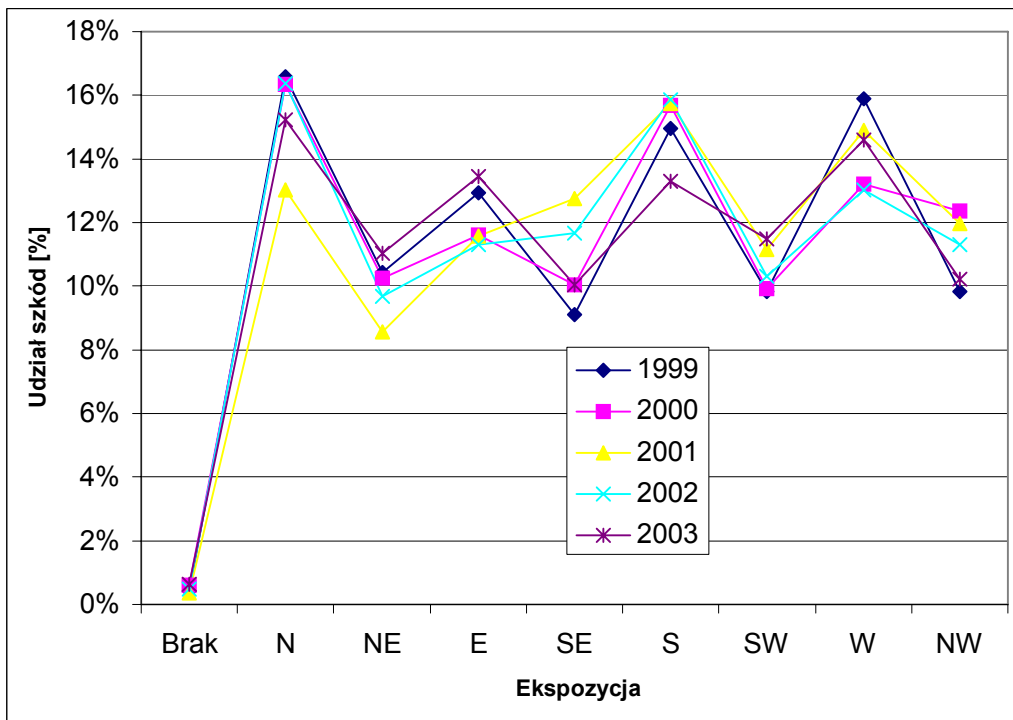
Drugim co do wielkości pozyskanych szkód z 1ha był rok 2002, w którym na terenach o wystawie SE średnio zebrano $0,40 \text{ m}^3/\text{ha}$ czyli 11,67% z danego roku. Na wyrównanym poziomie kształtowały się w omawianym roku szkody na terenach o ekspozycji S, SW, W i NW. Mieściły się one w zakresach średnich wartości od $0,35$ do $0,38 \text{ m}^3/\text{ha}$. W sumie stanowiło 50,5% całkowitej ilości usuniętego drewna w 2002 roku. Najmniejszy, bo 9,5% udział miały szkody w ekspozycji NE – $0,3 \text{ m}^3/\text{ha}$. Średnio pozyskano tu $0,34 \text{ m}^3$ z hektara powierzchni parku (Ryc. 92).

Trzecim po względem wielkości był rok 2001, w którym średnio z terenu całego Parku Narodowego "Bory Tucholskie" pozyskano tylko $0,13 \text{ m}^3/\text{ha}$. Maksymalną średnią spośród wszystkich ekspozycji wyróżniały się szkody zebrane z terenów o wystawie SE (Ryc. 92). Oprócz terenów płaskich szkody były rzędu $0,07 \text{ m}^3/\text{ha}$ tj. 0,36%, najmniej zaburzonymi przez wiatr okazały się tereny o wystawie N. Ilość usuniętego drewna wyniosła tu $0,1 \text{ m}^3/\text{ha}$.

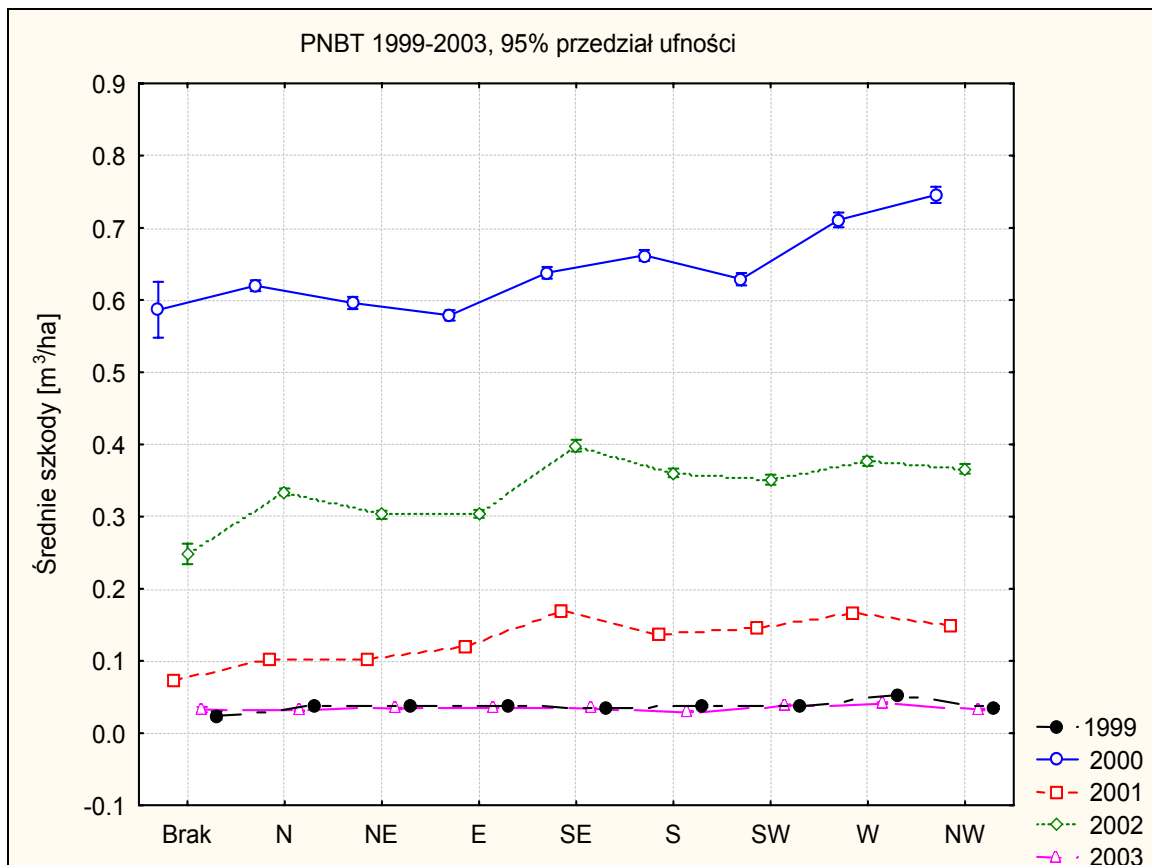
Lata 1999 i 2003 charakteryzowały się wyrównanym przebiegiem wykresu średnich szkód utrzymującym się na poziomie od $0,02$ do $0,05 \text{ m}^3/\text{ha}$. W latach tych największe udziały miały szkody z ekspozycji N i W, rzędu kilkunastu procent (Ryc. 91).



Ryc. 90. Średnie szkody w ośmiu kierunkach ekspozycji w latach 1999 – 2003, PNBT.



Ryc. 91. Udział szkód w ośmiu kierunkach ekspozycji terenu w latach 1999-2003, na obszarze PNBT.

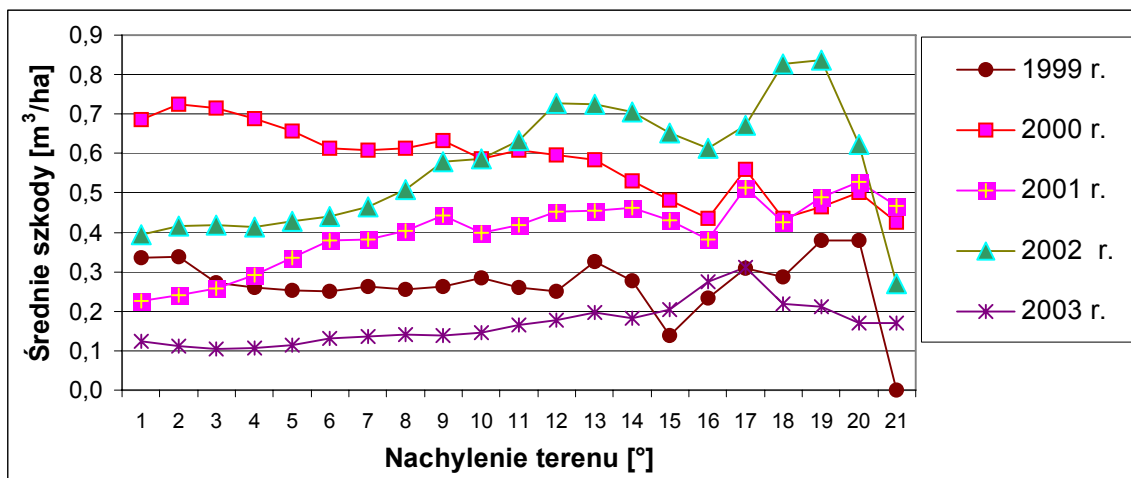


Ryc. 92. Średnie szkody wg kierunków ekspozycji i dla obszarów płaskich, na obszarze PNBT (pięciolecie 1999 - 2003).

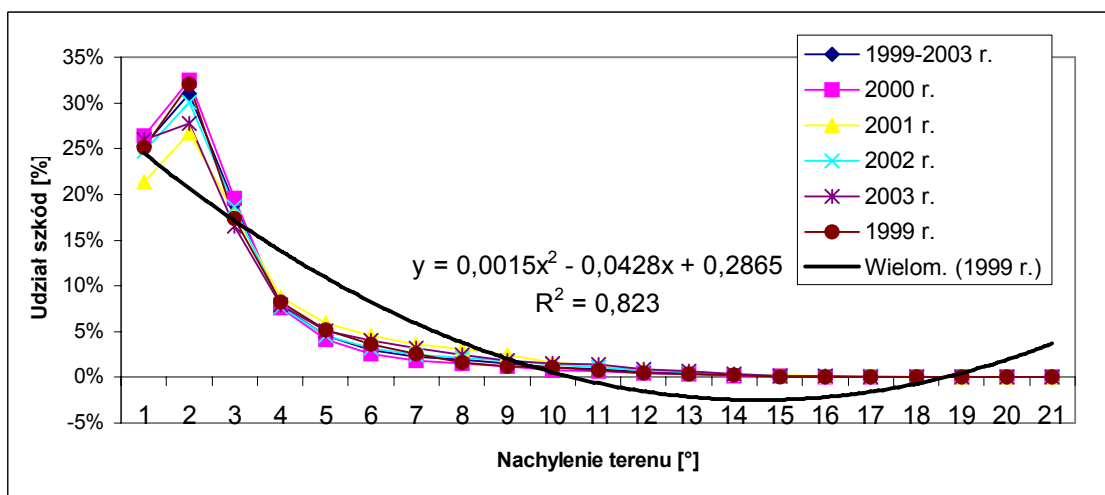
6.3.7 PNBT. Szkody w zależności od nachylenia terenu

Na podstawie analizy Numerycznego Modelu Terenu (DEM) i stworzonej na jego podstawie modelu rozmieszczenia szkód na terenach o różnym nachyleniu stwierdzono, iż w latach 1999-2003 największe udziały średnich szkód miały rok 2000 i 2002. Zarówno w pierwszym jak i w drugim z wymienionych roczników szkody koncentrowały się głównie na terenach o nachyleniu 1° - 3° (odpowiednio 78,5% i 73,5%). Maksymalne wartości średnich szkód wystąpiły w terenie o nachyleniu 2° ($0,72 \text{ m}^3/\text{ha}$) w roku 2000 a w roku 2002 w terenie o maksymalnym nachyleniu tj 18 - 19° ze średnimi szkodami wynoszącymi $0,84 \text{ m}^3/\text{ha}$ (Ryc. 93). Rzeczą charakterystyczną jest to, iż w jednym roku uszkodzeniu uległy drzewa położone na terenach prawie płaskich a 2 lata później średnia z wielkości uszkodzeń przesunęła się na tereny bardziej strome. Faktem bezspornym jest natomiast istnienie nagromadzenia szkód na terenach płaskich i prawie płaskich tj. o nachyleniu 1 - 5° . W każdym z badanych na lat terenach tych wystąpiło od 80 do 90% szkód z hektara powierzchni (Ryc. 94). Największe średnie szkody rzędu $0,38 \text{ m}^3/\text{ha}$ w roku 1999 stwierdzono na terenach o nachyleniu 19 - 20° ($0,008\%$ szkód), najniższe zaś na obszarach o znacznym nachyleniu 15° i gdzie usunięto $0,14 \text{ m}^3/\text{ha}$ drewna, co stanowiło $0,04\%$ ogółu szkód. Rok 2001 charakteryzowały najwyższe wartości średnich

w terenie o nachyleniu 20°, ze szkodami 0,53 m³/ha, zaś rok 2003 posiadał swoje lokalne maksimum wielkości szkód wynoszące 0,31 m³/ha w terenie o nachyleniu 17°.



Ryc. 93. Średnie szkody na terenach o różnym nachyleniu w latach 1999 - 2003 w PNBT.



Ryc. 94. Udział szkód na terenach o różnym nachyleniu w latach 1999-2003 w PNBT.

Dla stanowiska badawczego PNBT obliczono regresję wielokrotną, istotność statystyczną i korelację dla zależności: wielkość szkód a nachylenie terenu.

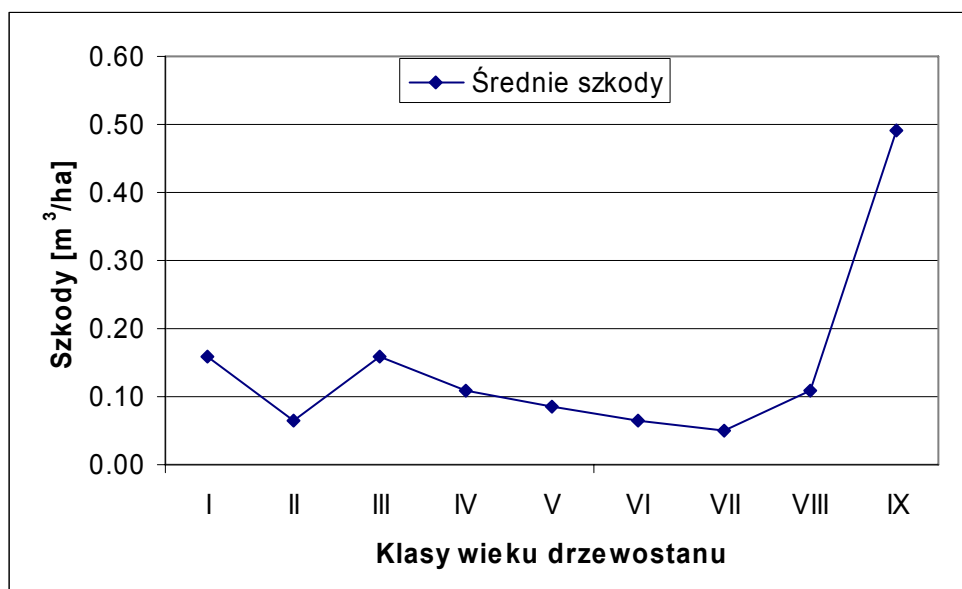
Poziom istotności dla danych wyrażających m³ szkód na 1 ha przedstawiono w Tab. 50. Korelacje nie są statystycznie istotne ($p_c < 0,05$), a współczynnik korelacji waha się od minimalnej wartości $R=0,04$ dla roku 2000 do maksymalnej $R=0,13$ w roku 2001.

Tab. 50. Regresja zmiennej zależnej – szkody dla powierzchni o różnym nachyleniu w PNBT

Rok	Wsp.	1999	2000	2001	2002	2003
Współczynnik krzywej (B)	c	0.373	0.714	0.184	0.394	0.122
	b	-0.032	-0.004	0.032	0.004	-0.006
	a	0.002	-0.001	-0.001	0.001	0.001
Błąd standardowy (B)	c	0.0058	0.0039	0.0029	0.0031	0.0012
	b	0.0027	0.0019	0.0014	0.0015	0.0006
	a	0.0002	0.0001	0.0001	0.0001	0.0000
Współczynnik korelacji	R	0,079	0.039	0.131	0.079	0.097
Siła korelacji	Popraw. R2	0,006	0.015	0.017	0.006	0.009
Istotność zmiennej	pc<	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	Pb<	0.00	0.05	0.00	0.01	0.00
	pa<	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

6.3.8 PNBT. Wiek drzewostanów a szkody z pięciolecia 1999-2003

W badanym obszarze parku narodowego analizowano wpływ klasy wieku drzewostanów na występowanie szkód na skutek działania wiatru. Odnotowano, iż w drzewostanach podzielonych na dziewięć klas wiekowych największe szkody wystąpiły w tych najstarszych, tj. w klasie IX. Średnia, jaką osiągnęły szkody w wieloleciu 1999 – 2003 to 0,49 m³/ha (Zał. 13). Drugą co do wielkości średnią wynoszącą 0,16 m³/ha charakteryzowały się szkody w klasach wiekowych I i III. W pozostałych klasach wieku szkody były niewielkie (Ryc. 95).



Ryc. 95. Zależność średnich wielkości szkód z pięciolecia 1999 – 2003 od wieku drzewostanu w PNBT.

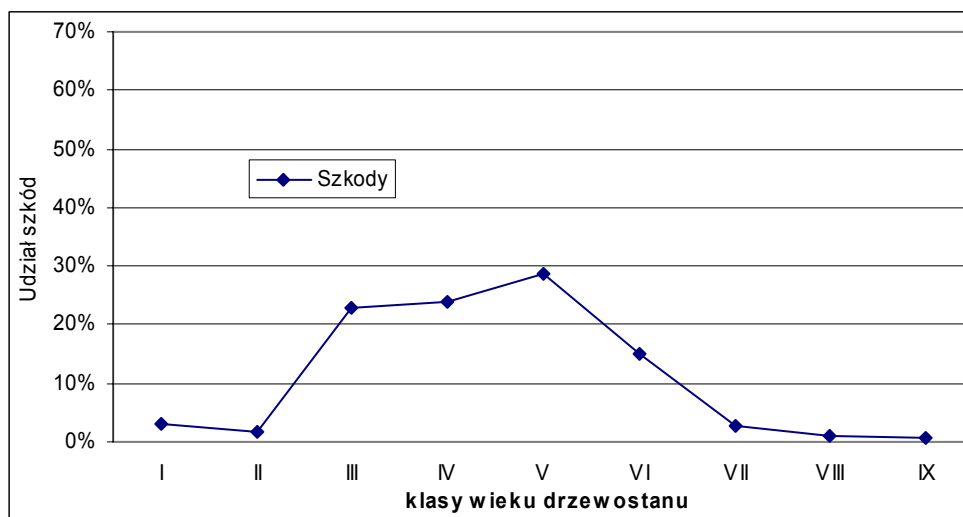
Największe udziały szkód przypadły klasie V i wyniosły 28,8% (Ryc. 96). O blisko 5% mniejszym udziałem szkód, wynoszącym 24,06% charakteryzowała się klasa IV. Kolejny, trzeci co

do wielkości udział, który wynosił 22,83%. należał do szkód w klasie III wieku drzewostanu. Znaczącym udziałem w tym zestawieniu szkód charakteryzowała się VI klasa wieku ze średnią szkód sięgającą 15,06%. Najmniejsze, śladowe udziały należały do klas I i II oraz do VII, VIII i IX klasy wieku drzewostanu (Tab. 51).

Tab. 51. Wartości średnie i sumy szkód w klasach wieku drzewostanu na powierzchni badawczej, PNBT.

Klasy wieku	Średnia [m ³ /ha]	Liczebność próby N	SUMA [m ³ /ha]	Odchylenie standardowe	Udział szkód [%]
I	0.16	1 711	269.47	0.13	3.18
II	0.06	2 438	155.70	0.06	1.84
III	0.16	12 150	1 936.38	0.13	22.83
IV	0.11	18 839	2 040.08	0.14	24.06
V	0.09	28 667	2 443.51	0.11	28.81
VI	0.06	19 897	1 277.08	0.11	15.06
VII	0.05	4 498	226.58	0.04	2.67
VIII	0.11	771	84.04	0.05	0.99
IX	0.49	98	48.02	0.00	0.57
Ogól grup	0.09	89 069	8 480.85	0.12	100.00

Analiza post-hock wykazała, że różnice pomiędzy poszczególnymi klasami pod względem były statystycznie zawsze istotne ($p < 0,05$).



Ryc. 96. Udział średnich szkód z pięciolecia w klasach wieku drzewostanu na powierzchni badawczej PNBT.

6.3.9 Wyniki analizy regresji wielokrotnej NDVI dla sceny satelitarnej IKONOS w powierzchni badawczej PNBT

Dla obszaru poligonu badawczego Park Narodowy "Bory Tucholskie" przeprowadzono analizę skorelowania wskaźnika NDVI z roku 2003 (8.VIII.2003) ze szkodami z lat 1999 – 2003. Badania

przeprowadzone dwukierunkowo, analizując zarówno zależność wskaźnika NDVI z drugiej połowy roku 2003 od szkód, które wystąpiły w latach 1999 - 2002 jak i zależność szkód z roku 2003 (stan z dn. 31XII2003) od wcześniej zarejestrowanego wskaźnika NDVI, obliczonego na podstawie zdjęcia satelitarnego IKONOS z 8VIII 2003r.

W pierwszej analizie, tj. w badaniach korelacji pomiędzy NDVI z roku 2003 a późniejszymi szkodami, wskaźnik indeksu biomasy (NDVI) podstawiono jako zmienną niezależną a szkody z końca roku 2003 jako zmienną zależną (Tab. 52). W drugim przypadku układ zmiennych było odwrotny. NDVI traktowano jako zmienną zależną a szkody z lat 1999-2002 jako niezależne zmienne (Tab. 53). Wszystkie wyniki z analiz były statystycznie istotne.

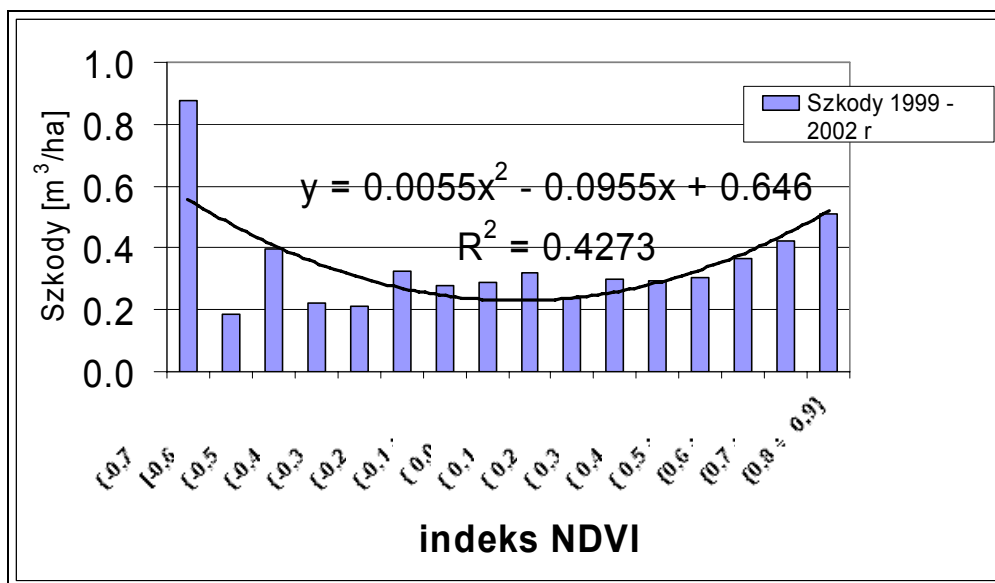
Tab. 52. Regresja zmiennej zależnej: zależność wskaźnika NDVI z 8VIII 2003 r. od szkód z lat 1999 – 2003, na powierzchni badawczej PNBT.

Siła korelacji	współczynniki równania krzywej regresji $y=ax^2+bx+c$	B	Błąd st.	Poziom p [Istotne gdy $p<0,05$]
a) rok 1999 $R^2 = 0.021$	a	0.5680	0.000707	0.00
	b	0.0008	0.000747	0.28
	c	-0.0012	0.00015	0.00
b) rok 2000 $R^2 = 0.033$	a	0.5696	0.00011	0.00
	b	0.0053	0.00012	0.00
	c	0.0023	0.00005	0.00
c) rok 2001 $R^2 = 0.014$	a	0.5771	0.0002	0.00
	b	0.0097	0.0002	0.00
	c	0.0006	0.0001	0.00
d) rok 2002 $R^2 = 0.049$	a	0.5764	0.00013	0.00
	b	0.0085	0.00015	0.00
	c	0.0017	0.00004	0.00

Tab. 53. Regresja zmiennej zależnej: szkód w PNBT z roku 2003 od indeksu NDVI z 8VIII 2003 r., na powierzchni badawczej PNBT.

Siła korelacji	współczynniki równania krzywej regresji $y=ax^2+bx+c$	B	Błąd st.	Poziom p [Istotne gdy $p<0,05$]
$R^2 = 0.001$	a	-2.47	0.04	0.00
	b	2.13	0.17	0.00
	c	-1.81	0.16	0.00

Na podstawie przeprowadzonych badań stwierdzono, że szkody koncentrowały się głównie zarówno w najwyższych i najniższych zakresach NDVI (Ryc. 97).



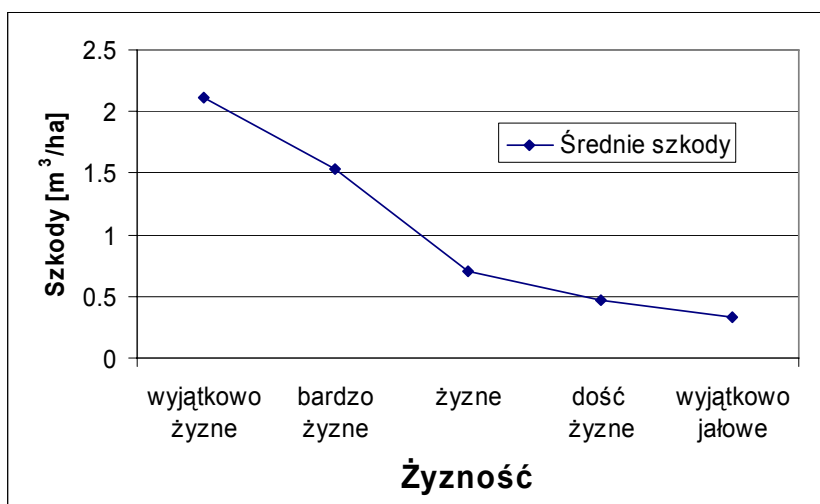
Ryc. 97. Średnie szkody z wielolecia 1999 - 2002 r. w Parku Narodowym "Bory Tucholskie" w przedziałach NDVI.

6.4 Szkody na powierzchni badawczej Kruszyn w latach 2000 – 2003

W poniższych podrozdziałach (6.4.1 – 6.4.7) przedstawiono wyniki analiz zależności wielkości szkód od takich czynników ekologicznych, jak: żyzność (6.4.1) i wilgotność siedliska (6.4.2), bonitacja (6.4.3) i zwarcie (6.4.4) drzewostanu, wskaźnik NDVI pozyskany z zdjęcia LANDSAT 7 ETM+ (6.4.5) oraz wiek drzewostanu (6.4.6), a także ekspozycja terenu (6.4.7) na powierzchni badawczej Kruszyn.

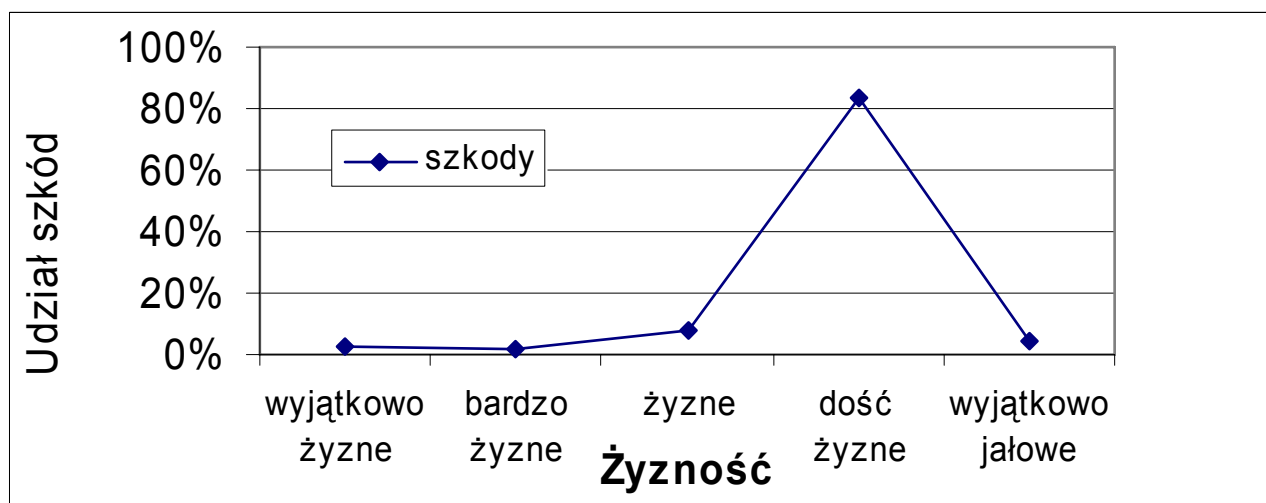
6.4.1 Zależność występowania szkód od wskaźnika żyzności siedliska na powierzchni badawczej Kruszyn

Głównym czynnikiem ekologicznym uwzględnianym w badaniach szkód na powierzchni badawczej Kruszyn była żyzności siedliska. W analizie rozkładu średniej ze szkód z wielolecia 2000 – 2003 (Zał. 14) stwierdzono, że najwyższe wartości tego parametru wystąpiły w kategorii siedlisk wyjątkowo żywnych - średnia 2,11 m³/ha i bardzo żywnych - średnia 1,53 m³/ha. Ponad trzykrotnie mniej szkód odnotowano siedliskach typu żywnego - średnia 0,7 m³/ha, a ponad cztero i półkrotnie mniej na terenach o żyzności określanej jako dość żyzna – średnia 0,47 m³/ha. Siedmiokrotnie mniejszą niż maksymalna wartość średnich szkód na tej powierzchni badawczej odnotowano natomiast w przypadku siedlisk wyjątkowo jałowych – średnia 0,33 m³/ha (Ryc. 98). W pozostałych typach żyzności szkód nie odnotowano.



Ryc. 98. Zależność szkód od żyzności siedliska dla średniej z wielolecia 2000 – 2003, na powierzchni badawczej Kruszyn.

Udział szkód (Ryc. 99) w poszczególnych stopniach żyzności kształtował się nieco inaczej. Największe udziały – 83,8% - szkód zebrały siedliska dość żyzne, z drugą, bardzo niską lokatą plasowały się siedliska żyzne - 7,9% a trzecia jeszcze niższą – wyjątkowo jałowe – 3,9%. Pozostałe typy żyzności siedlisk odnotowały udziały nie przekraczające 2,4% (Tab.54). Zestawienie analiz post-hock wykazała istnienie istotnych statystycznie związków pomiędzy wymienionymi zmiennymi ($p < 0,05$).



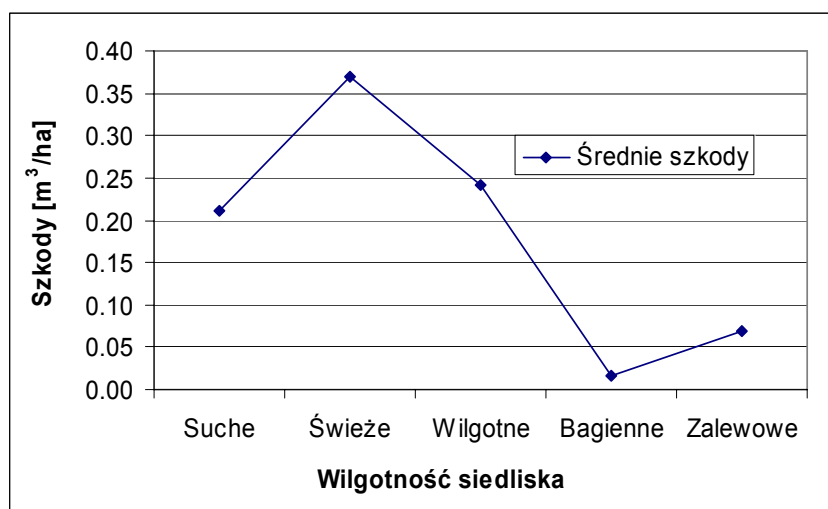
Ryc. 99. Udział średnich szkód z wielolecia 2000 – 2003 dla typów żyzności, na powierzchni badawczej Kruszyn.

Tab. 54. Wartości średnie i sumy szkód w poszczególnych typach żyzności siedliska, na powierzchni badawczej Kruszyn.

Żyzność	Średnia [m ³ /ha]	Liczebność próby N	SUMA [m ³ /ha]	Odchylenie standardowe	Udział szkód [%]
Wyjątkowo żyzne [1]	2.11	1 822	3 838.9	1.266333	2.46
Bardzo żyzne [2]	1.53	1 895	2 904.9	1.776376	1.86
Żyzne [3]	0.70	17 764	12 364.7	0.665940	7.93
Dość żyzne [4]	0.47	275 458	130 594.2	0.478196	83.80
Wyjątkowo jałowe [8]	0.33	18 414	6 138.5	0.197392	3.94
Ogół grup	0.49	315 353	155 841.2	0.529981	100.00

6.4.2 Zależność występowania szkód od wilgotności siedliska na powierzchni badawczej Kruszyn

Wielkość szkód zależna była też od wilgotności siedliska. Z analizy wartości średnich szkód z wielolecia 2000-2003 (Zał. 15) wynika, iż największe ilości uszkodzonego drewna pozyskano na siedliskach typu świeżego – średnia 0,37 m³/ha. O jedną trzecią mniej drewna usunięto w siedliskach typu wilgotnego – 0,24 m³/ha, zaś o około dwie piąte mniejszą wartość od maksymalnych notowań stwierdzono w typie siedliska suche – 0,21 m³/ha. Niemal pięciokrotnie mniejszą średnią odnotowano dla siedlisk zalewowych – 0,07 m³/ha. Najmniejszą średnią biomasą drzew uszkodzonych przez wiatr charakteryzowały się siedliska typu bagiennego – 0,01 m³/ha (Ryc. 100 i Tab. 1).

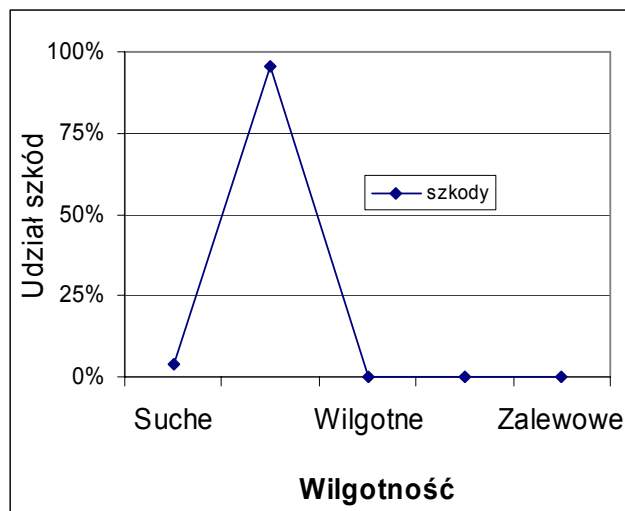


Ryc. 100. Zależność szkód od wilgotności siedliska dla średniej z wielolecia 2000 – 2003, na powierzchni badawczej Kruszyn.

Największym udziałem szkód charakteryzowały się siedliska typu świeżego 95,8%. Marginalne znaczenie miały siedliska typu suchego 3,9%. Prawie zerowy odsetek udziałów odnotowano w

przypadku siedlisk wilgotnych (0,2%), zalewowych (0,07%) i bagiennych (0,0%) (Ryc. 101 i Tab. 55).

Na podstawie analizy post-hock testem RIR Tukey'a nie stwierdzono istotnych statystycznie różnic pomiędzy siedliskami typu wilgotnego a suchego ($p=0,4$) oraz bagiennego i zalewowego ($p=0,8$). Relacje pomiędzy pozostałymi typami wilgotność siedlisk są statystycznie istotne.



Ryc. 101. Udział szkód w poszczególnych typach wilgotności – średnia z wielolecia na powierzchni badawczej Kruszyn.

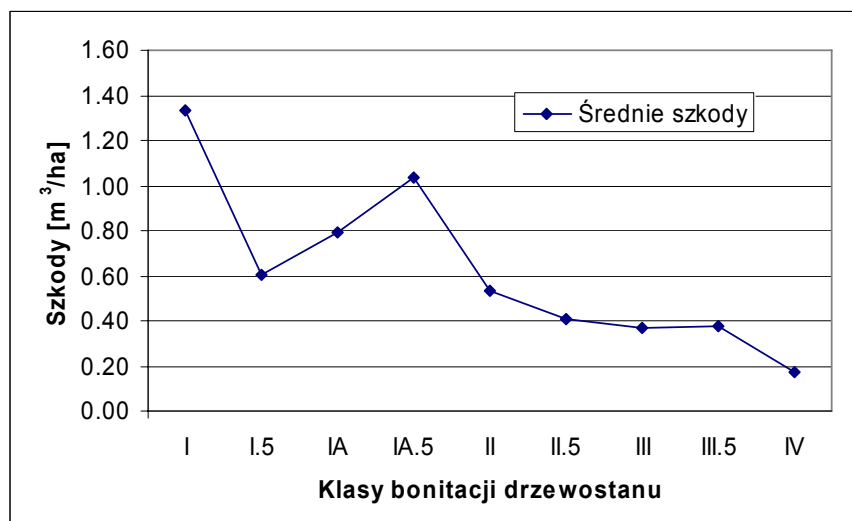
Tab. 55. Średnie i sumy szkód w poszczególnych typach wilgotności siedliska, na powierzchni badawczej Kruszyn.

Wilgotność	Średnia [m ³ /ha]	Liczebność próby	SUMA [m ³ /ha]	Odchylenie standardowe	Udział szkód [%]
Suche (1)	0.21	29 136	6 138.48	0.22	3.94
Świeże (2)	0.37	403 253	149 231.98	0.51	95.76
Wilgotne (3)	0.24	1 490	359.47	0.61	0.23
Bagienne (4)	0.02	220	3.36	0.04	0.00
Zalewowe (5)	0.07	1 564	107.92	0.22	0.07
Ogół grup	0.36	435 663	155 841.21	0.50	100.00

6.4.3 Stanowisko badawcze Kruszyn. Zależność występowania szkód od bonitacji drzewostanu

Szkody w wieloleciu 2000 – 2003 różnicowały się także pod względem takiej cechy drzewostanu jaką jest jego bonitacja (Zał. 16). W wyżej wspomnianym okresie średnie wielkości szkód przypadające na poszczególne klasy bonitacji rozkładały się następująco: największe z nich odnotowano w klasie pierwszej I tj. najwyższej –średnia wyniosła tu 1,34 m³/ha. Na drugiej pozycji plasowały się szkody w klasie bonitacji IA.5 ze średnią 1,04 m³/ha. Następnie w klasie bonitacji IA drzewostanu szkody średnio dostarczyły 0,78 m³/ha uszkodzonego drewna w ciągu 4 lat. Stosunkowo wysoką lokatę w tym wykazie zajęła druga co do rangi klasa I.5 ze średnią 0,6 m³/ha. W zestawieniu widać więc wyraźnie zaznaczającą się dominację klas najwyższych. W pozostałych klasach bonitacji

zaznacza się natomiast tendencja malejąca intensywności szkód. Wraz ze spadkiem rangi klasy bonitacji maleją ilości uszkodzonego drewna pozyskane z 1 hektara (Ryc. 102).



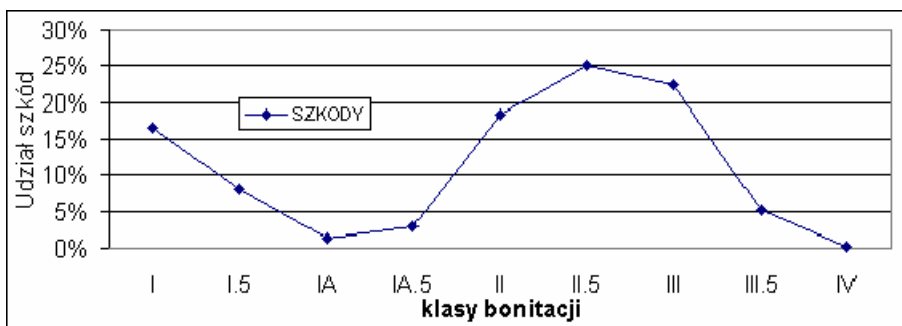
Ryc. 102. Zależność szkód od bonitacji drzewostanu dla średniej z wielolecia 2000 – 2003, na powierzchni badawczej Kruszyn.

Największy udział szkód (Ryc. 103) przypadł klasie II5 i wyniósł 25,1%. Podobnie licznym udziałem charakteryzowały się klasy III i II. Było to odpowiednio 22,4% i 18,4%. Następny, czwarty co do wielkości udział sięgającym 16,5% szkód, przypadł klasie I (Tab. 56).

Analiza post-hock wykazała tylko jedną nieistotną statystycznie relację pomiędzy klasą III a III.5 bonitacji ($p=0,9$).

Tab. 56. Średnie i sumy szkód w poszczególnych klasach bonitacji drzewostanu na powierzchni badawczej Kruszyn.

Klasy Bonitacji		Średnia [m³/ha]	Liczebność próby [N]	SUMA [m³/ha]	Odchylenie standardowe	Udział szkód [%]
[1]	I	1.34	19 209	25 674.53	1.20	16.48
[2]	I.5	0.60	20 630	12 429.91	0.49	7.98
[3]	IA	0.79	2 521	1 987.96	0.72	1.28
[4]	IA.5	1.04	4 456	4 622.83	0.78	2.97
[5]	II	0.53	54 212	28 720.55	0.42	18.43
[6]	II.5	0.41	96 060	39 058.20	0.27	25.07
[7]	III	0.37	94 943	34 972.30	0.38	22.45
[8]	III.5	0.38	21 599	8 100.99	0.32	5.20
[9]	IV	0.17	1 365	237.24	0.07	0.15
	Ogół grup	0.49	314 995	155 804.51	0.53	100.00



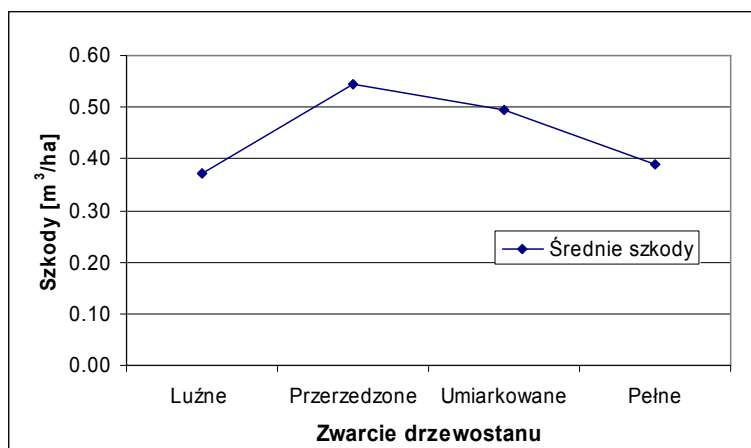
Ryc. 103. Udział szkód w klasach bonitacji – średnia z wielolecia, na powierzchni badawczej Kruszyn.

6.4.4 Zależność występowania szkód od zwarcia drzewostanów na powierzchni badawczej Kruszyn

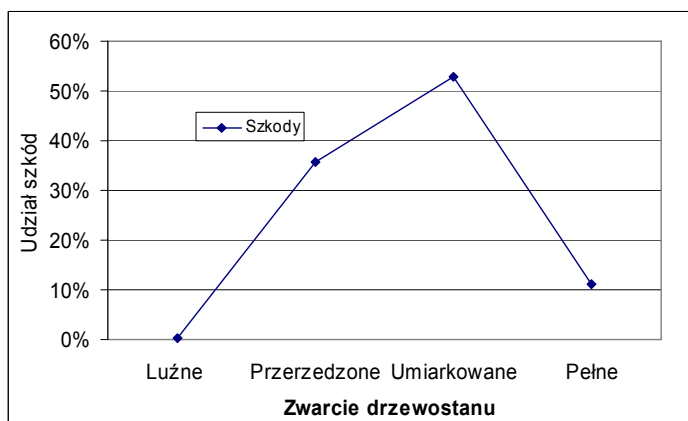
Szkody zależne były też od stopnia zwarcia drzewostanu. Z analizy ich wartości średnich z wielolecia (Zał. 17) wynika, iż największe ilości uszkodzonego drewna pozyskano w drzewostanach o zwarcu typu przerzedzonego – średnia 0,54 m³/ha. Niewiele mniej szkód stwierdzono w drzewostanach o zwarcu umiarkowanym – 0,49 m³/ha. Średnią o kilka cm³/ha mniejszą od maksymalnych notowań średnią odnotowano dla drzewostanów o zwarcu pełnym – 0,39 m³/ha. Najmniejszą średnią biomasa drzew uszkodzonych przez wiatr drzew charakteryzowały się drzewostany o zwarcu luźnym – 0,37 m³/ha (Ryc. 104 i Tab. 57).

Największym udziałem szkód charakteryzowały się drzewostany o zwarcu typu umiarkowanego (52,8%) i przerzedzonego (35,8%). Marginalne znaczenie przypadało na zwarcia typu pełnego (11,2%) a prawie zerowy odsetek udziałów odnotowano w przypadku luźnego zwarcia drzewostanów (0,18%) (Ryc. 105 i Tab. 57).

Na podstawie analizy post-hock testem RIR Tukey'a, stwierdzono nieistotność statystyczną relacji pomiędzy zwarciami typu luźnego a pełnego ($p=0,9$). Relacje pomiędzy pozostałymi typami zwarcia drzewostanu są statystycznie istotne.



Ryc. 104. Zależność szkód od zwarcia drzewostanu dla średniej z wielolecia 2000 – 2003, na powierzchni badawczej Kruszyn.



Ryc. 105. Udział średnich szkód w typach zwarcia drzewostanu, na powierzchni badawczej Kruszyn.

Tab. 57. Wartości średnie i sumy szkód w poszczególnych typach zwarcia drzewostanu, Kruszyn.

Zwarcie	Średnia [m³/ha]	Liczebność próby	SUMA [m³/ha]	Odchylenie standardowe	Udział szkód [%]
Luźne [1]	0.37	752	280.29	0.22	0.18
Przerzedzone [2]	0.54	102 641	55 810.32	0.39	35.84
Umiarkowane [3]	0.49	166 260	82 200.82	0.62	52.79
Pełne [4]	0.39	44 825	17 435.08	0.45	11.20
Ogół grup	0.50	314 478	155 726.51	0.53	100.00

6.4.5 Wyniki analizy regresji wielokrotnej NDVI dla sceny satelitarnej Landsat 7 ETM+ w stanowisku badawczym Kruszyn

Dla obszaru poligonu badawczego Kruszyn przeprowadzono analizę skorelowania wskaźnika NDVI z roku 2000 (13.VI.2000) ze szkodami z lat 2000 – 2003. Badania przeprowadzono analizując zależność szkód, które wystąpiły w latach 2000 - 2003 od indeksu NDVI z pierwszej połowy roku 2000 na podstawie zdjęcia satelitarnego LANDSAT 7 z detektorem ETM+.

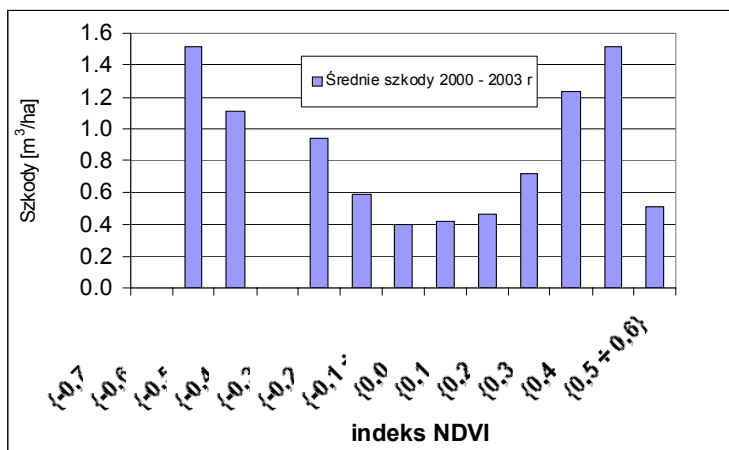
W przypadku gdy badano ewentualną korelację pomiędzy NDVI z roku 2000 a wcześniejszymi szkodami, wskaźnik indeksu biomasy (NDVI) podstawiono jako zmienną niezależną zaś szkody z roku 2000 - 2003 jako zmienne zależne. Wszystkie wyniki analiz poza wynikami z 2003 r. ($p > 0,05$) (Tab. 58d) były statystycznie istotne. W wyniku analizy krzywej regresji stwierdzono, że w roku 2000 korelacja pomiędzy indeksem NDVI a szkodami na ha powierzchni może być zaliczona do korelacji słabych ale istotnych ($R^2_{2000}=0,014$ i $p(a) < 0,05$). Podobnie wyglądało skorelowanie szkód z roku 2002 z indeksem NDVI ($R^2_{2002} = 0,036$ i $p(a) < 0,05$) na co wskazuje Tab. 58.

Dla danych z 2001 roku, zanotowano wyższy współczynnik korelacji. W tym przypadku mówić można o przeciętnej zależności - korelacji indeksu NDVI od szkód ($R^2_{2001}=0,11$ i $p(a) < 0,05$).

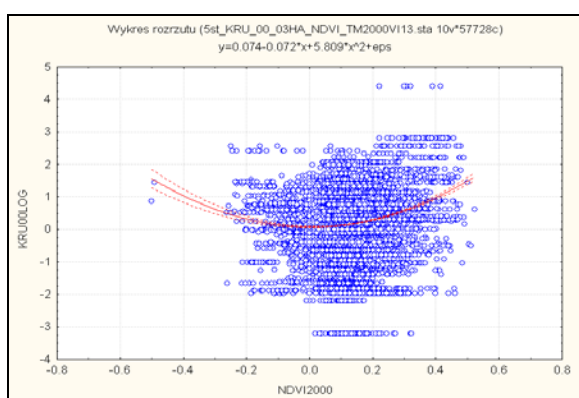
Rozkład wartości średnich za okres 2000 – 2003 (Zał. B) wskazuje, iż większość szkód koncentruje się wokół wartości najwyższych i najniższych indeksu NDVI z roku 2000. Szkody, które powstały na terenach o średnich wartościach NDVI ($NDVI = 0,0$) wahają się w granicach $0,4 - 0,5 \text{ m}^3/\text{ha}$. Wartości średnich szkód dla maksymalnego zakresu NDVI na tym terenie tj. z przedziału $0,4 \div 0,5$, osiągają pułap $1,52 \text{ m}^3/\text{ha}$. Identyczne niemal wartości przyjmują średnie szkody dla najniższych zakresów ($-0,6 \div -0,5$) (Ryc. 106). Rozrzut wartości szkód dla poszczególnych lat z okresu 2000-2003 względem NDVI przedstawia Ryc. 107.

Tab. 58. Regresja zmiennych zależnych: szkody za lata 2001-2003 a NDVI z 13.VI.2000 r., na powierzchni badawczej Kruszyn.

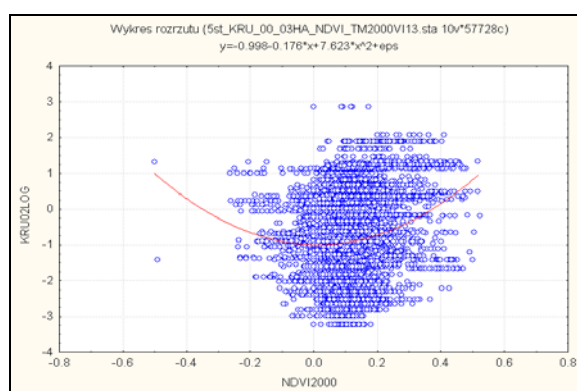
Siła korelacji	Współczynniki równania krzywej regresji $y=ax^2+bx+c$	B	Błąd st.	Poziom p [Istotne gdy $p < 0,05$]
a) rok 2001 $R^2=0.014$	a	0.01	0.01	0.34
	b	-0.71	0.11	0.00
	c	6.60	0.36	0.00
b) rok 2001 $R^2=0.114$	a	-2.33	0.04	0.00
	b	-5.44	0.47	0.00
	c	21.72	1.32	0.00
c) rok 2002 $R^2=0.036$	a	-0.99	0.01	0.00
	b	-0.26	0.17	0.13
	c	9.95	0.52	0.00
d) 2003 $R^2=0.029$	a	-2.26	0.09	0.00
	b	5.40	1.06	0.00
	c	-4.57	3.37	0.18



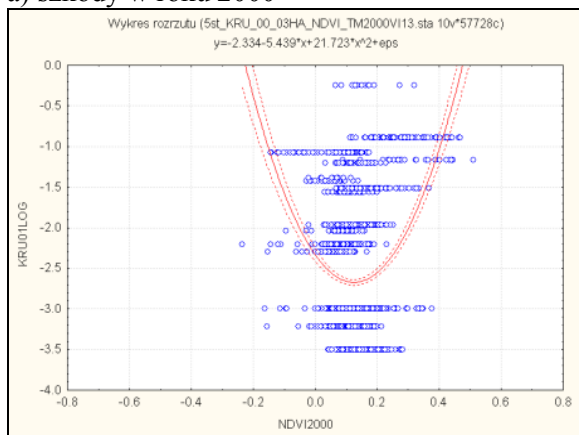
Ryc. 106. Średnie szkody za okres 2000 – 2003 w zakresach wskaźnika NDVI, na powierzchni badawczej Kruszyn.



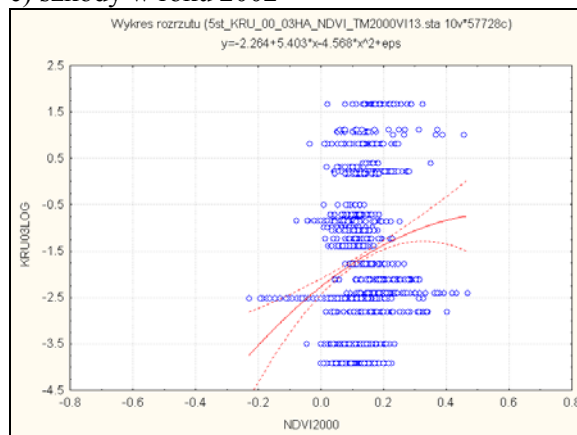
a) szkody w roku 2000



c) szkody w roku 2002



b) szkody w roku 2001



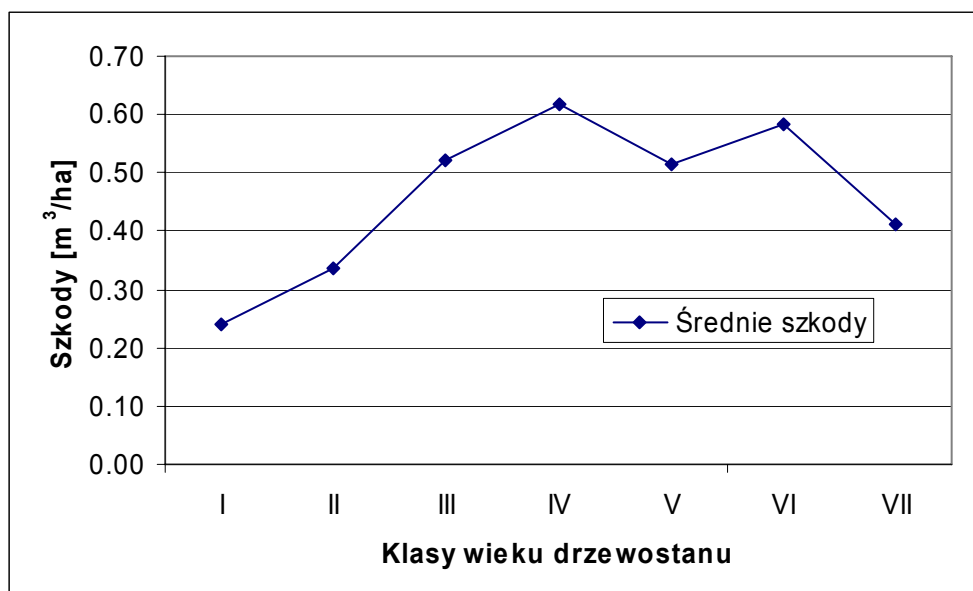
d) szkody w roku 2003

Ryc. 107. Rozrzut wartości szkód z lat 2000-2003 względem NDVI (7ETM+ 2000r.), na powierzchni badawczej Kruszyn.

6.4.6 Wiek drzewostanów a szkody z wielolecia 2000 – 2003 na powierzchni badawczej Kruszyn

Na powierzchni badawczej Kruszyn analizowano też wpływ klasy wieku drzewostanów na występowanie szkód zaistniały na skutek działania wiatru. Odnotowano, iż w podzielonych na siedem klas wiekowych drzewostanach największe szkody wystąpiły w ich przedziałach średniowieko-

wych – klasa IV wieku drzewostanu – najwyższa średnia szkód z wielolecia 2000 – 2003 to 0,62 m³/ha (Zał. 18). Drugą co do wielkości średnią, wynoszącą 0,58 m³/ha, charakteryzowały się szkody w klasie wiekowej VI. W pozostałych klasach wieku szkody wystąpiły w ilościach niewiele mniejszych od maksymalnych w obrębie tej powierzchni badawczej. W klasach wieku III i V odnotowano średnią ze szkód o wartościach odpowiednio: 0,52 i 0,51 m³/ha. W pozostałych klasach wieku, tj. I, II i VII, odnotowano szkody z zakresu od 0,24 do 0,41 m³/ha (Ryc. 108 i Tab. 1).



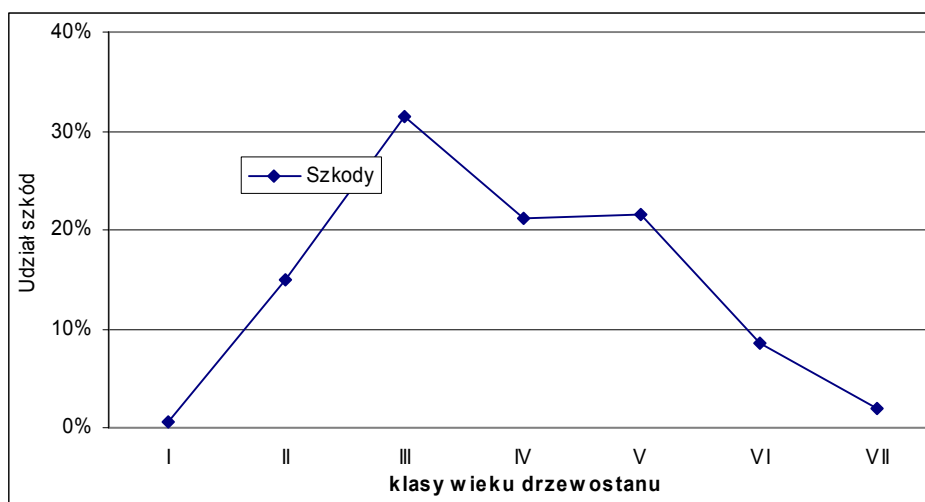
Ryc. 108. Zależność szkód od wieku drzewostanu dla średniej z wielolecia 2000 – 2003, na powierzchni badawczej Kruszyn.

Największe udziały szkód (Ryc. 109) przypadły klasie III i wyniosły 31,4%. O blisko 10% mniejszym udziałem charakteryzowały się klasy IV i V wieku, ze średnimi 21,5 i 21,2%. Kolejny, czwarty co do wielkości udział należał do szkód w klasie II wieku drzewostanu i wyniósł 14,9%. Pozostałe znacznie mniejsze udziały szkód w klasach: I, VI i VII wieku drzewostanu nie przekroczyły 10% (Tab. 59).

Szukając zależności między wartościami wskaźników a warunkami siedliskowymi test Tukey'a z modyfikacją dla analizy nieparametrycznej jako testu post-hoc". Analiza ta wykazała, że różnice pomiędzy poszczególnymi klasami były statystycznie zawsze istotne ($p < 0,05$).

Tab. 59. Średnie i sumy szkód w klasach wieku drzewostanu, na powierzchni badawczej Kruszyn.

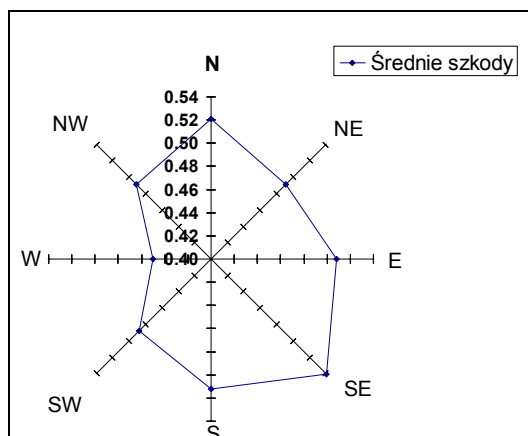
Klasy wieku	Średnia [m ³ /ha]	Liczebność próby N	SUMA [m ³ /ha]	Odchylenie St.	Udział szkód[%]
I	0.24	3 137	756.57	0.27	0.49
II	0.33	69 136	23 138.62	0.42	14.88
III	0.52	93 708	48 784.64	0.65	31.38
IV	0.62	53 230	32 939.09	0.35	21.18
V	0.51	65 072	33 465.81	0.50	21.52
VI	0.58	22 987	13 422.75	0.66	8.63
VII	0.41	7 250	2 976.10	0.36	1.91
Ogół grup	0.49	314 520	155 483.56	0.53	100.00



Ryc. 109. Udział średnich szkód z wielolecia 2000 – 2003 w klasach wieku, na powierzchni badawczej Kruszyn.

6.4.7 Szkody a ekspozycja terenu na powierzchni badawczej Kruszyn

W latach 2000 - 2003 na powierzchni badawczej Kruszyn, obejmującej swym zasięgiem cztery leśnictwa, najwięcej szkód w ilości 0,54 m³/ha odnotowano na terenach o ekspozycji południowo-wschodniej. Zbliżone, aczkolwiek mniejsze pozyskanie uszkodzonego przez wiatr drewna odnotowano na terenach o ekspozycji: północnej (N) - 0,52 m³/ha i południowej (S) – 0,51 m³/ha. Najmniej drewna usunięto z obszarów o ekspozycji zachodniej – ok. 0,45 m³/ha i z obszarów płaskich 0,41 m³/ha (Ryc. 110).

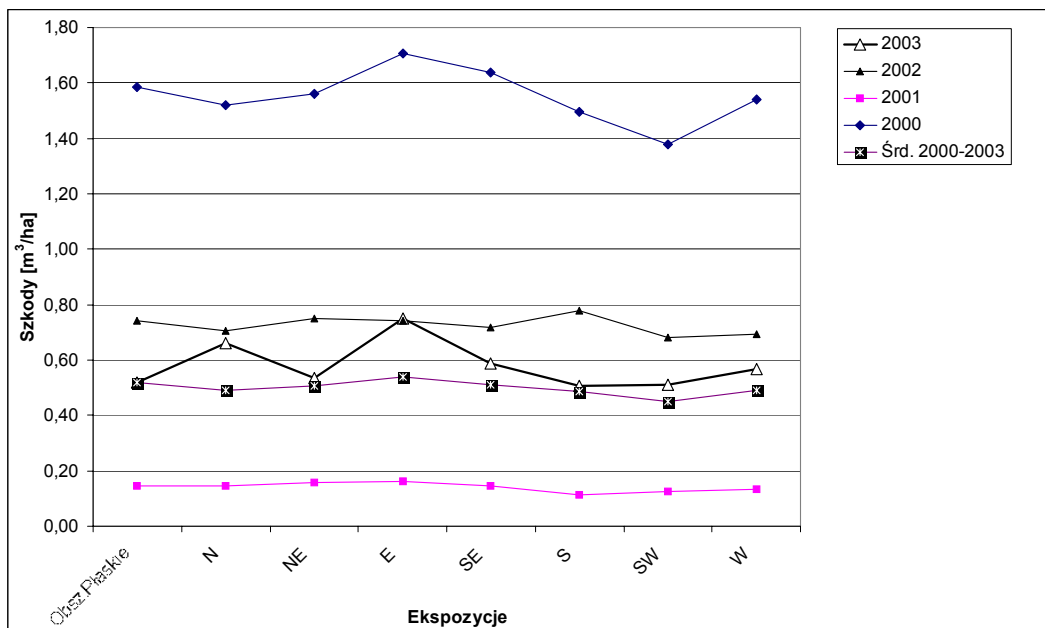


Ryc. 110. Rozkład średnich szkód w ekspozycjach w latach 2000 – 2003, na powierzchni badawczej Kruszyn.

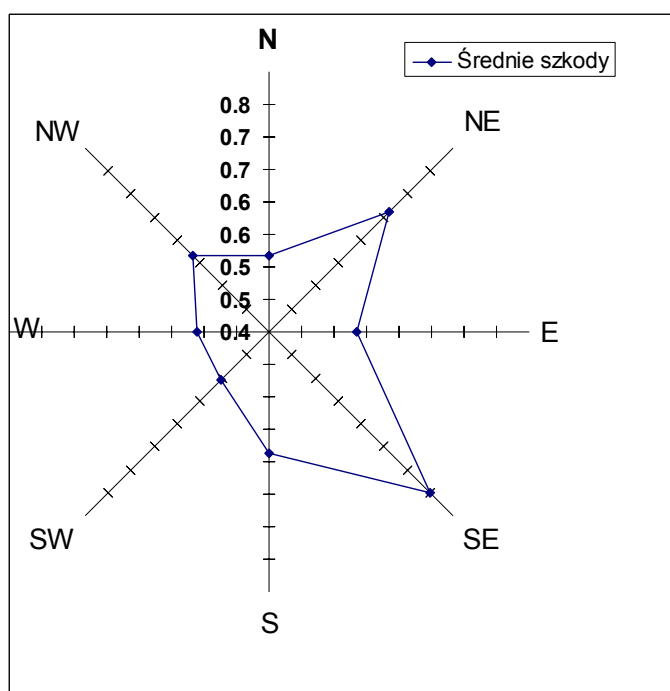
Największe szkody w całym okresie badawczym wystąpiły w roku 2000 a ich rozlokowanie względem głównych kierunków ekspozycji było w zasadzie podobne jak w roku 2003. Dominowały szkody o ekspozycji wschodniej w ilości 7 m³/ha i południowo – wschodniej, wynoszące 1,64 m³/ha. Najmniejsze średnie szkody zanotowano na terenach o ekspozycji południowo - zachodniej (1,38 m³/ha). W pozostałych latach tj. 2001 i 2002, amplitudy wartości były mniejsze i przebieg krzywej bardziej wyrównany (Ryc. 111).

Średnie szkody z roku 2003 nawiązują do rozkładu średnich wartości z 4-letniego okresu badawczego (2000-2003). Tu także przeważają szkody powstałe w ekspozycjach SE i NE, lecz osiągają większe wartości (Ryc. 111). Na przykład dla ekspozycji północno – wschodniej (SE) pozyskano średnio 0,75 m³/ha, a dla ekspozycji NE tylko 0,66 m³/ha. Średnio we wspomnianym 2003 roku (Ryc. 112) najmniejszą objętość uszkodzonego drewna zebrano – podobnie jak w całym czterolecu – z obszarów o ekspozycji południowo- zachodniej – 0,50 m³/ha i z terenów płaskich w ilości 0,16 m³/ha.

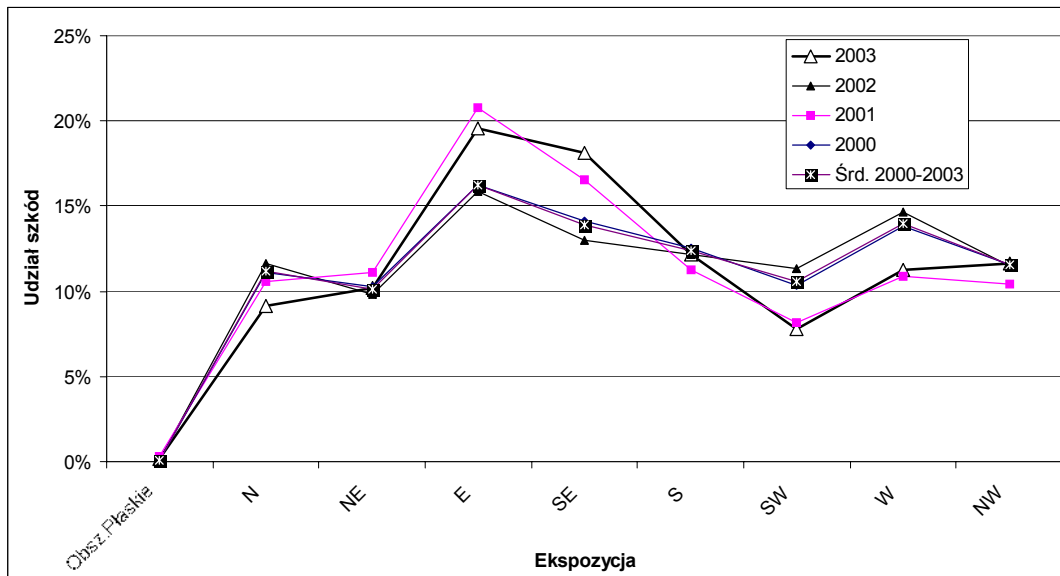
Udziały szkód w poszczególnych latach w badanym horyzoncie czasowym miał przebieg mniej więcej zgodny ze średnią. Generalnie przeważały udziały szkód w ekspozycji wschodniej, oscylując wokół wartości 16,2 % i z maksimum dla roku 2001 wynoszącym 20,8 %. Najmniejsze udziały szkód - oprócz obszarów płaskich ze średnią 0,1 % - należały do ekspozycji północno - wschodniej ze średnim udziałem rzędu 10 % (Ryc. 113).



Ryc. 111. Średnie szkody ośmiu kierunkach ekspozycji w latach 2000 – 2003, na powierzchni badawczej Kruszyn.



Ryc. 112. Średnie szkody w kierunkach ekspozycji w roku 2003, na powierzchni badawczej Kruszyn.



Ryc. 113. Udział szkód na ośmiu kierunkach ekspozycji w latach 2000-2003, na powierzchni badawczej Kru-szyn.

W roku 2003 najwyższe udziały przypadły szkodom powstałym na terenach o ekspozycji wschodniej. Wynosiły one 19,6% i były wyższe o ponad 3,3% od średniej z wielolecia, która wyniosła 16,2%. Drugi co do wielkości udział sięgający 18,1%, przypadł uszkodzeniom drzewostanów, które zanotowano na terenach o ekspozycji południowo – wschodniej.

Najniższe udziały szkód zanotowano na kierunku południowo – zachodnim -7,8% i północnym – 9,1%, poza udziałami szkód na obszarach płaskich (0,1%), były one zarazem najniższymi jakie zanotowano w całym badanym okresie czterech lat.

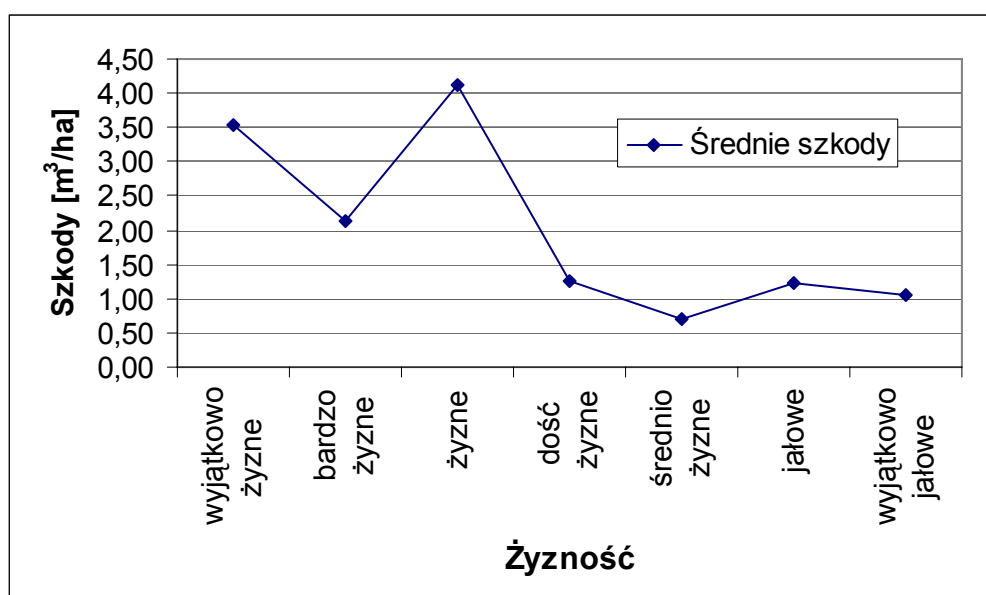
6.5 Szkody na powierzchni badawczej Okręglik-Olszyny w latach 2000-2003

W poniższych podrozdziałach (6.5.1 – 6.5.6) przedstawiono wyniki analiz zależności rozmiarów szkód od takich zmiennych ekologicznych jak: żyzność (6.5.1) i wilgotność (6.5.2) siedliska; bonitacja (6.5.3), zwarcie (6.5.4) i wiek (6.5.5) drzewostanu oraz ekspozycja (6.5.7) i nachylenie terenu (6.5.8) na powierzchni badawczej Okręglik - Olszyny. W podrozdziale 6.5.6 przedstawiono zależność wielkości szkód wiatrowych od odległości od doliny rzecznej. Podrozdział 6.5.9 przedstawia wyniki analizy regresji wielokrotnej NDVI dla fragmentu sceny satelitarnej ETM+ Landsat 7 w Obrębie omawianego stanowiska badawczego.

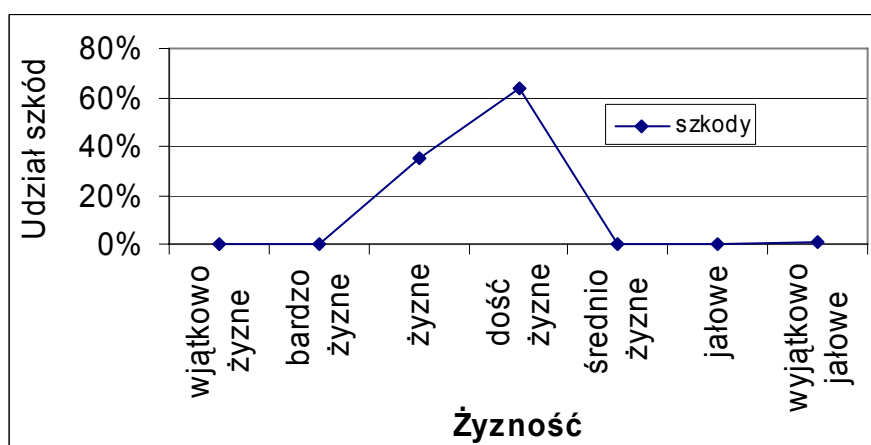
6.5.1 Zależność występowania szkód od wskaźnika żyzności siedliska na stanowisku badawczym Okręglik - Olszyny.

Na powierzchni badawczej Okręglik-Olszyny przede wszystkim badano wpływ żyzności siedliska na powstawanie szkód spowodowanych przez wiatr w drzewostanie. Stwierdzono analizując

krzywą rozkładu średniej ze szkód z wielolecia 2000 – 2003 (Zał. 19), że najwyższe ich notowania wystąpiły w kategorii siedlisk żyznych – średnia 4,13 m³/ha i wyjątkowo żyznych - średnia 3,53 m³/ha. Średnią szkód znacznie niższą od tych wartości odnotowano na terenach o siedliskach typu bardzo żyznego - średnia 2,14 m³/ha. Podobnym do siebie, wyrównanym poziomem – tj. około 1,05 – 1,2 m³/ha – charakteryzowały się szkody na terenach o żyzności określanej jako dość żyzna, jałowa i wyjątkowo jałowa (Ryc. 114) Ostatnią lokatę w tym zestawieniu osiągnęły szkody na siedliskach średnio żyznych ze średnią wartością 0,7 m³/ha. W typie siedlisk mało żyznych szkód nie odnotowano.



Ryc. 114. Zależność szkód od żyzności siedliska dla średniej z wielolecia 2000 – 2003 na powierzchni badawczej Okręglik-Olszyny.



Ryc. 115. Udział szkód w poszczególnych typach żyzności siedlisk – średnia z wielolecia na powierzchni badawczej Okręglik-Olszyny.

Udział szkód (Ryc. 115) w poszczególnych stopniach żyzności kształtował się następująco: ponad połowa udziałów – 63,5% - należała do szkód na siedliskach dość żyznych. Z drugą lokatą

plasowały się siedliska żyzne – 34,8%. Pozostałe typy żyzności siedlisk odnotowały udziały nie przekraczające 1,05% (Tab. 60).

Po zastosowaniu testu Tukey'a z modyfikacją dla analizy nieparametrycznej jako testu post-hoc jego analiza wykazała nieistotne statystycznie różnice pomiędzy szkodami w obrębie siedlisk jałowych a dość żyznych, średnio żyznych oraz wyjątkowo jałowych (dla każdej $p=1$).

Tab. 60. Średnie i sumy szkód w poszczególnych typach żyzności siedliska, na powierzchni badawczej Okręglík-Olszyny.

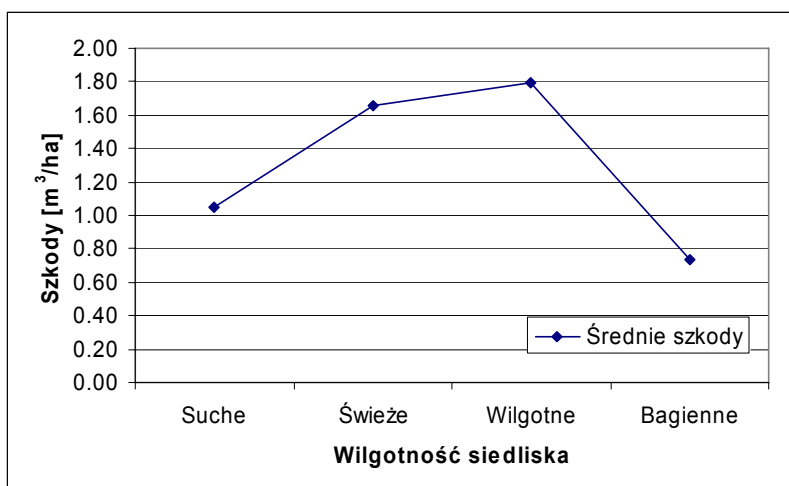
Żyzność	Średnia [m ³ /ha]	Liczebność próby N	SUMA [m ³ /ha]	Odchylenie standardowe	Udział szkód [%]
Wyjątkowo żyzne	3.53	201	708.59	0.00	0.16
Bardzo żyzne	2.14	342	733.01	1.07	0.17
Żyzne	4.13	36 589	151 114.44	3.02	34.79
Dość żyzne	1.25	221 381	275 888.27	1.35	63.52
Średnio żyzne	0.71	1 711	1 209.48	1.22	0.28
Jałowe	1.23	94	115.19	0.00	0.03
Wyjątkowo jałowe	1.05	4 321	4 542.37	0.50	1.05
Ogół grup	1.64	264 639	434 311.34	1.95	100.00

6.5.2 Zależność występowania szkód od wilgotności siedliska, na powierzchni badawczej Okręglík - Olszyny

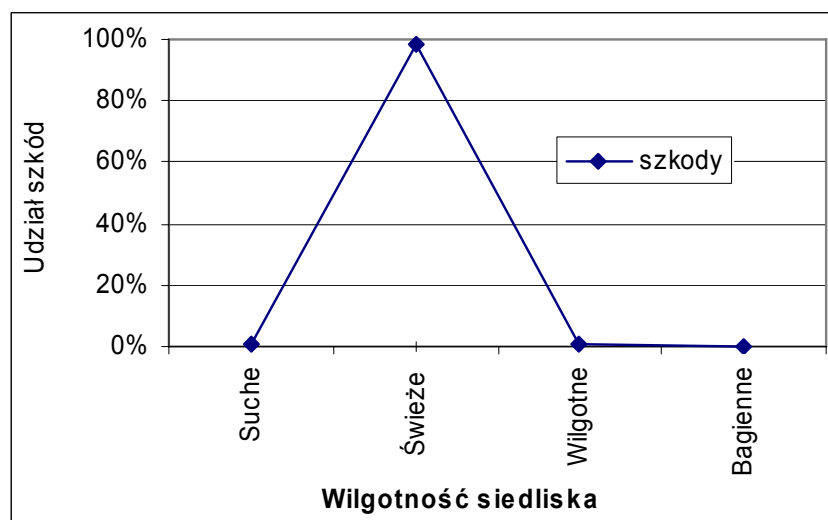
Szkody na omawianej powierzchni badawczej zależne były też od wilgotności siedliska. Z analizy wartości średnich szkód z wielolecia wynika (Zał. 20), iż największe ilości uszkodzonego drewna pozyskano na siedliskach typu wilgotnego (średnia 1,8 m³/ha) i w siedliskach typu świeżego (1,66 m³/ha). Średnią o około połowę mniejszą od maksymalnych notowań stwierdzono dla siedlisk suchych (1,05 m³/ha). Najmniejsze szkody w ilości 0,73 m³/ha wystąpiły na siedliskach bagiennych (Ryc. 116 i Tab. 1).

Największy i prawie obejmujący całość, 98% udział szkód przypadł na siedliska świeże. Reszta szkód w ilościach śladowych występowała w pozostałych trzech typach wilgotnościowych siedlisk. Stanowiły one w sumie nie całe 2% udziałów (Ryc. 117 i Tab. 61).

Na podstawie analizy post-hock testem RIR Tukey'a nie stwierdzono istotnych statystycznie różnic pomiędzy siedliskami typu świeżego (2) i wilgotnego (5) przy $p=0,25$. Relacje pomiędzy pozostałymi typami wilgotność siedlisk są statystycznie istotne.



Ryc. 116. Średnie szkody z wielolecia 2000 - 2003 według wilgotności siedliska, na powierzchni badawczej Okręglík-Olszyny.



Ryc. 117. Udział szkód w typach wilgotności siedlisk – średnia z wielolecia 2000 - 2003, na powierzchni badawczej Okręglík-Olszyny.

Tab. 61. Średnie wartości i sumy szkód w poszczególnych typach wilgotności siedliska, na powierzchni badawczej Okręglík-Olszyny.

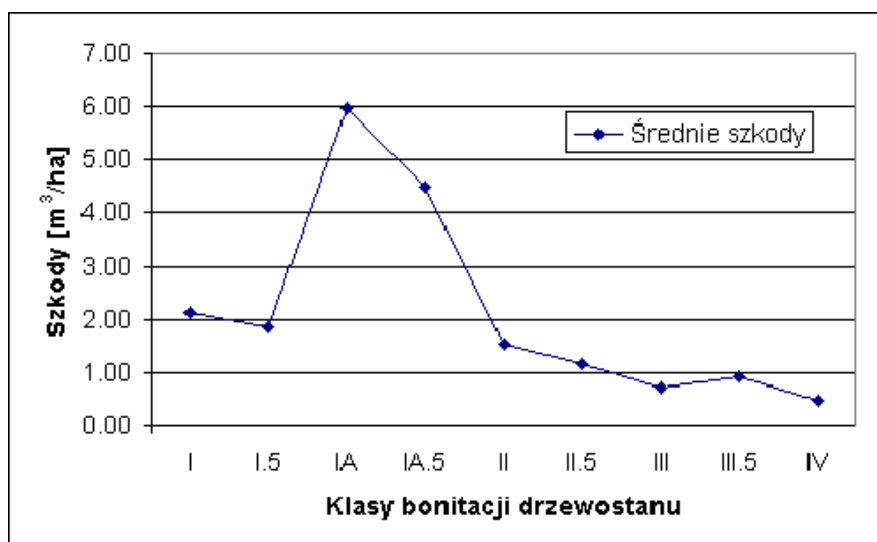
Wilgotność	Średnia [m³/ha]	Liczebność próby N	SUMA [m³/ha]	Odchylenie standardowe	Udział szkód [%]
Suche	1.05	4321	4 542.37	0.50	1.05
Świeże	1.66	257196	426 079.44	1.97	98.10
Wilgotne	1.80	1317	2 364.86	1.93	0.54
Bagienne	0.73	1805	1 324.67	1.19	0.31
Ogół grup	1.64	264639	434 311.34	1.95	100.00

6.5.3 Zależność występowania szkód od bonitacji drzewostanu, na powierzchni badawczej Okręglík - Olszyny

Szkody w wieloleciu 2000 – 2003 różnicowały się także w obrębie takiej cechy drzewostanów jaką jest ich bonitacja (Załącznik 21). W wyżej wspomnianym okresie średnie wartości szkód przypadające na poszczególne klasy wieku rozkładały się następująco: największe z nich odnotowano w

klasie pierwszej IA – średnia wyniosła tu 5,96 m³/ha, a na drugiej pozycji plasowały się szkody w klasie IA.5 bonitacji ze średnią 4,5 m³/ha. W klasie I ze wykrotów i złomów pozyskano średnio 2,13 m³/ha drewna w ciągu 4 lat, a w klasie I.5 bonitacji nieco mniej, bo średnio 1,84 m³/ha. W pozostałych kolejnych klasach bonitacji widać tendencję malejącą intensywności szkód. Wraz ze spadkiem rangi klasy bonitacji maleją ilości pozyskanego z jednego hektara uszkodzonego drewna (Ryc. 118).

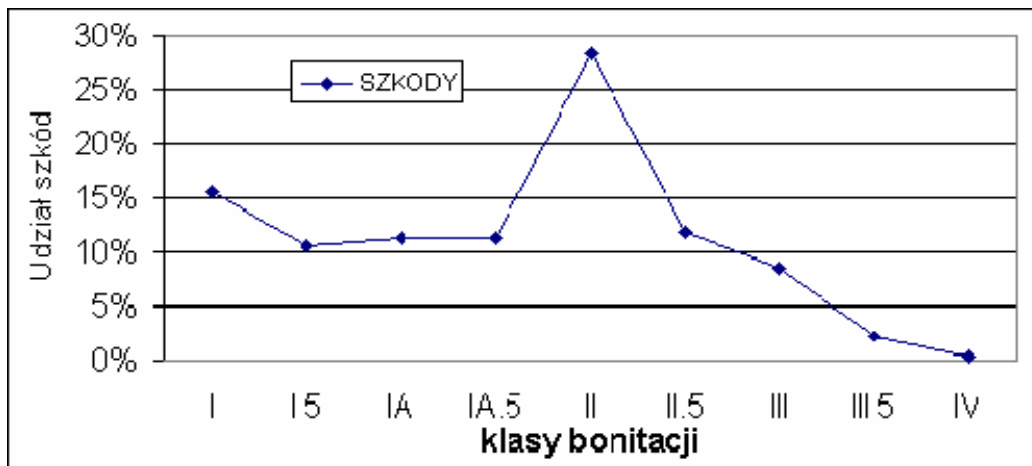
Największe udziały szkód przypadły klasie II i wyniosły 28,3% (Ryc. 119). Blisko o połowę mniej licznym udziałem szkód charakteryzował klasę I 15,5%. Kolejne 4 udziały należały do szkód w klasach: II.5, I.A, IA.5, I.5 bonitacji drzewostanu i oscyływały wokół 10,5% - 12%. Następne udziały należały do klas od III od IV bonitacji drzewostanu i mały począwszy od 8,5 % do 0,3% (Tab. 62). Analiza post-hock wykazała, że różnice pomiędzy poszczególnymi klasami były statystycznie zawsze istotne ($p < 0,05$).



Ryc. 118. Szkody średnie z wielolecia 2000 – 2000 a bonitacja drzewostanu, na powierzchni badawczej Okręglik-Olszyny.

Tab. 62. Średnie i sumy szkód w poszczególnych klasach bonitacji drzewostanu, na powierzchni badawczej Okręglik-Olszyny.

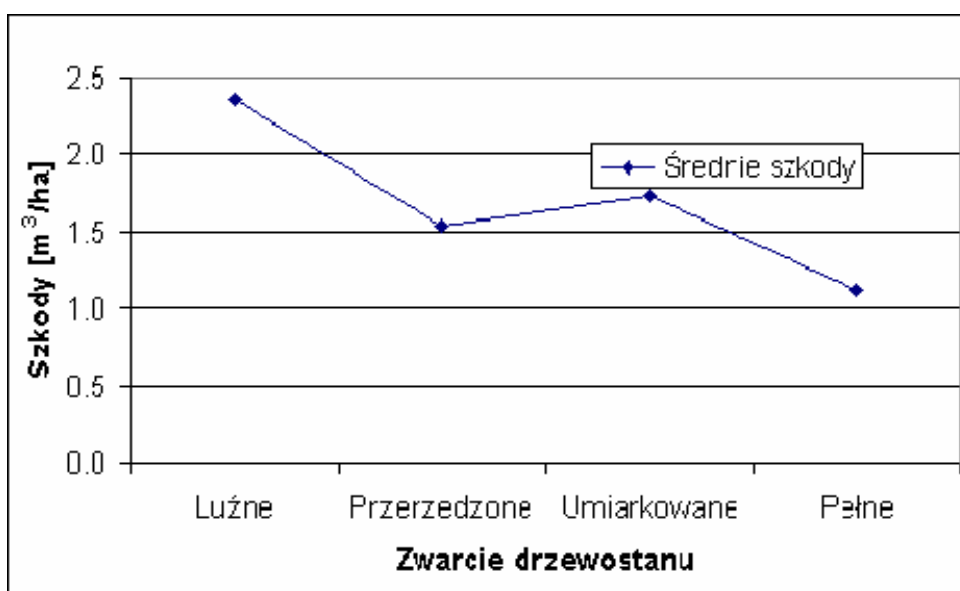
Klasy Bonitacji	Średnia [m ³ /ha]	Liczebność próby N	SUMA m ³ /ha	Odch. stand.	Udział szkód [%]
I	2.13	31 655	67 372.83	1.89	15.51
I.5	1.84	24 732	45 488.94	1.64	10.47
IA	5.96	8 285	49 359.29	4.34	11.36
IA.5	4.50	10 910	49 073.15	2.31	11.30
II	1.55	79 389	122 804.90	1.66	28.28
II.5	1.17	44 120	51 794.07	1.07	11.93
III	0.71	52 100	37 092.60	0.61	8.54
III.5	0.94	10 490	9 861.79	0.63	2.27
IV	0.49	2 958	1 463.77	0.85	0.34
Ogół grup	1.64	264639	434 311.34	1.95	100.00



Ryc. 119. Udział szkód z wielolecia 2000 - 2003 w klasach bonitacji drzewostanu, na powierzchni badawczej Okręglik-Olszyny.

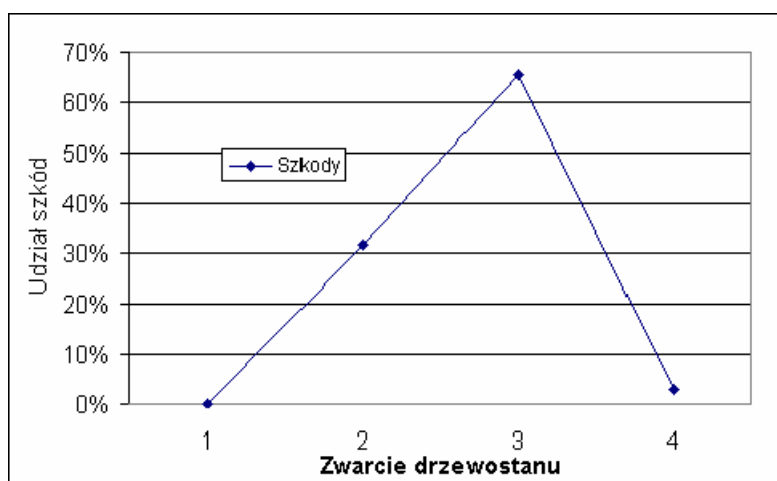
6.5.4 Zależność występowania szkód od zwarcia drzewostanu, na powierzchni badawczej Okręglik - Olszyny

Szkody uzależnione były też od stopnia zwarcia drzewostanu. Z analizy średnich szkód z wielolecia wynika (Zał. 22), iż największe ilości uszkodzonego drewna pozyskano w zwarcu typu luźnego – średnia $2,36 \text{ m}^3/\text{ha}$. W drzewostanach o zwarcu umiarkowanym pozyskano go o $0,6 \text{ m}^3/\text{ha}$ mniej, tj. $1,73 \text{ m}^3/\text{ha}$. Trzecią lokatę odnotowano dla drzewostanów o zwarcu typu przerzedzonego z wielkościami szkód $1,54 \text{ m}^3/\text{ha}$. Najmniejszą średnią uszkodzonych przez wiatr drzew charakteryzowały się drzewostany o zwarcu pełnym gdzie usunięto $1,12 \text{ m}^3/\text{ha}$ (Ryc. 120 i Tab. 1).



Ryc. 120. Szkody a zwarcie drzewostanu dla średniej z wielolecia 2000 – 2003, na powierzchni badawczej Okręglik-Olszyny.

Największym udziałem szkód charakteryzowały się drzewostany o zwarcu typu umiarkowanego (65,4%) i przerzedzonego (31,5%). Marginalne znaczenie miały tutaj zwarcia typu pełnego (3,03%) a prawie zerowy odsetek udziałów odnotowano w przypadku luźnego zwarcia drzewostanów (0,04%) (Ryc. 121 i Tab. 63). Na podstawie analizy post-hock testem RIR Tukey'a stwierdzono nieistotność statystyczną relacji pomiędzy zwarciami typu umiarkowanego a luźnego przy $p=0,19$. Relacje pomiędzy pozostałymi typami zwarcia drzewostanu są statystycznie istotne.



Ryc. 121. Udział szkód wg typów zwarcia drzewostanu, na powierzchni badawczej Okręglík-Olszyny.

Tab. 63. Wartości średnie i sumy szkód wg typów zwarcia drzewostanu, na powierzchni badawczej Okręglík-Olszyny.

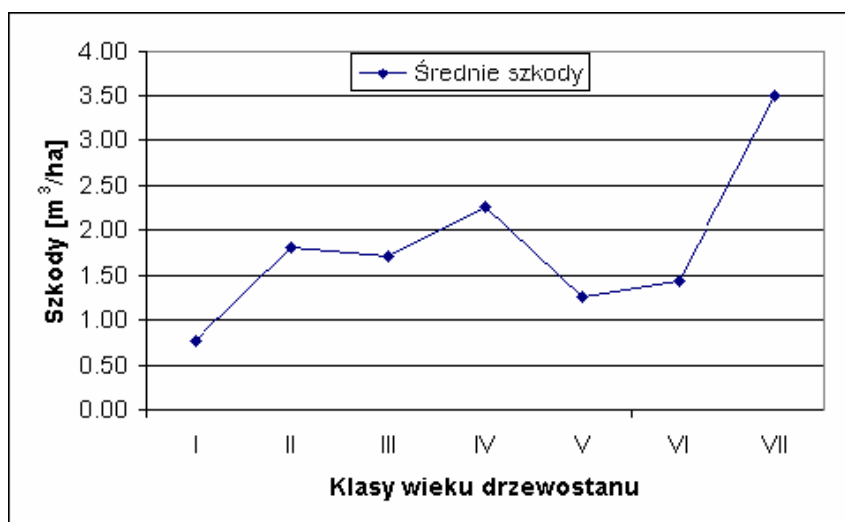
Zwarcie	Średnia [m ³ /ha]	Liczebność próby N	SUMA [m ³ /ha]	Odch. stand.	Udział szkód [%]
Luźne	2.36	75	177.04	0.00	0.04
Przerzedzone	1.54	88 783	136 816.12	1.85	31.50
Umiarkowane	1.73	163 981	284 137.91	2.03	65.42
Pełne	1.12	11 800	13 180.27	1.38	3.03
Ogół grup	1.64	264 639	434 311.34	1.95	100.00

6.5.5 Zależność występowania szkód od wieku drzewostanu, na powierzchni badawczej Okręglík-Olszyny

Szkody w wieloleciu 2000 – 2003 różnicowały się także w obrębie takiej cechy drzewostanu jaką jest jego wiek (Zał. 23). W wyżej wspomnianym okresie średnie szkód przypadające na poszczególne klasy wieku rozkładały się następująco: największe z nich odnotowano w klasie VII – średnia wyniosła tu 3,5 m³/ha. Na drugiej pozycji plasowały się szkody w klasie IV wieku ze średnią 2,3 m³/ha. W ciągu 4 lat klasie II ze szkód średnio pozyskano 1,8 m³/ha uszkodzonego drewna a w klasie III wieku pozyskano średnio 1,70 m³/ha.

W pozostałych klasach wieku (poza klasami IV i VII) widać tendencję malejącą intensywności szkód. Wraz ze starzeniem się drzew (od klasy do IV i dalej w VII) rosną ilości pozyskanego z jednego hektara uszkodzonego drewna (Ryc. 122).

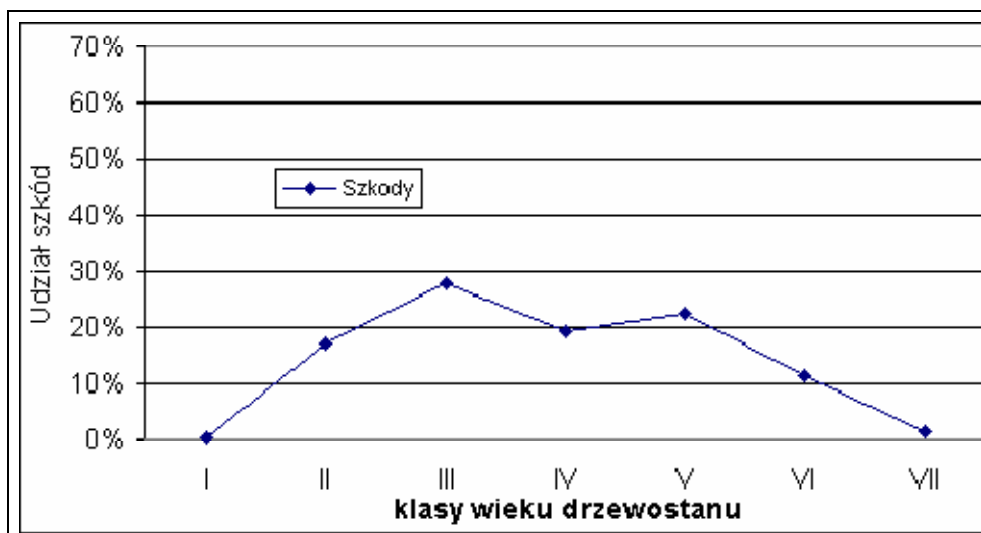
Największe udziały szkód (Ryc. 123) przypadły klasie III i wyniosły 27,8%. O ponad 5% mniejszym udziałem szkód charakteryzowała się klasa V - 22,5%. Kolejne udziały należały do szkód w klasach wieku drzewostanu: IV, II, VI i wyniosły od 19,25% do 11,6 %. Najmniejsze, śladowe udziały należały do klas I i VII wieku drzewostanu (Tab. 64). Analiza post-hock wykazała, że różnice pomiędzy poszczególnymi klasami były statystycznie zawsze istotne ($p < 0,05$).



Ryc. 122. Zależność szkód od wieku drzewostanu dla średniej z wielolecia 2000 – 2003, na powierzchni badawczej Okręglík-Olszyny.

Tab. 64. Wartości Średnie i sumy szkód w klasach wieku drzewostanu, na powierzchni badawczej Okręglík-Olszyny.

Klasy wieku	Średnia [m³/ha]	Liczoność próby N	SUMA [m³/ha]	Odchylenie standardowe	Udział szkód [%]
I	0.76	1 479	1 129.00	1.22	0.26
II	1.80	40 793	73 567.29	2.77	17.03
III	1.70	70 544	120 079.15	1.99	27.80
IV	2.26	36 749	83 167.81	2.23	19.25
V	1.26	77 061	97 171.14	1.05	22.49
VI	1.43	34 882	50 032.99	1.31	11.58
VII	3.49	1 957	6 833.28	4.86	1.58
Ogół grup	1.64	263 465	431 980.65	1.95	100.00



Ryc. 123. Udział szkód w poszczególnych klasach wieku, na powierzchni badawczej Okręglík-Olszyny.

6.5.6 Rozkład szkód w strefach buforowych na powierzchni badawczej Okręglík-Olszyny

Na powierzchni badawczej Okręglík – Olszyny, na którym badano wpływ orografii terenu na występowanie i wielkość szkód spowodowanych przez wiatr, stwierdzono występowanie 10 wiatrowałów powierzchniowych. Powstały one na skutek przejścia nad badanym obszarem trąby powietrznej w dniu 22.VI.2000r. Z opracowanych na podstawie numerycznego modelu terenu (DEM) danych wynika, że szkody o charakterze powierzchniowym przebiegają w większym rozmiarze w pobliżu dolin rzecznych a ich koncentracje występują głównie na przedłużeniu rynny jeziora Trzemeszno.

Z wygenerowanych w tym celu map buforowych (Zał. 24) określono, w jakim stopniu odległość od dna doliny rzeki Brdy ma wpływ na pozyskanie uszkodzonego przez wiatr drewna. Nasilenie szkód mierzono w dwóch kierunkach od doliny Brdy. Na pierwszym północno-wschodnim (na terenie leśnictw Okręglík i Olszyny Ndl. Czersk) analizowano szkody na dystansie do 13,7 km zaś na drugim południowo-zachodnim (leśn. Myłof, Ndl. Rytel) na dystansie do 3,8 km. W obu przypadkach stwierdzono szczególne nasilenie szkód już na dystansie pierwszych 300 m, które wyniosło

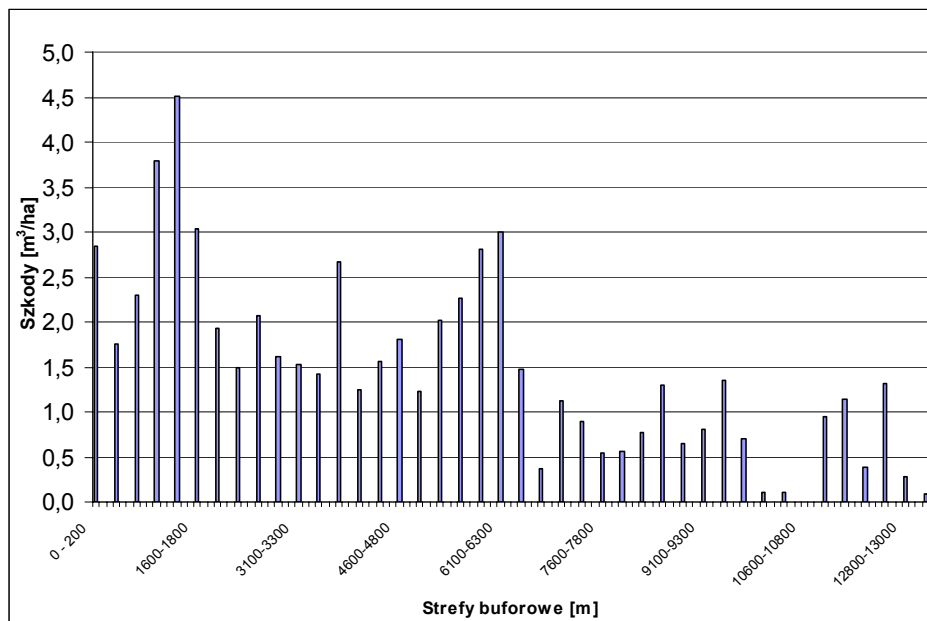
średnio $2,84 \text{ m}^3/\text{ha}$ (

Ryc. 124). Na pierwszych 100 m uzyskano średnio $2,24 \text{ m}^3/\text{ha}$. W obrębie następnej strefy (dyst.100 - 200m) średnia wzrosła do $2,86 \text{ m}^3/\text{ha}$, by w odległości od 200 do 300 m wzrosnąć do $3,41 \text{ m}^3/\text{ha}$ powierzchni bufora. Następnie średnia ilość pozyskanego drewna maleje gwałtownie na dystansie 400 – 700 m uzyskując wartość średnią $1,72 \text{ m}^3/\text{ha}$, by w następnych buforach znowu wzrosnąć do wartości powyżej $4,5 \text{ m}^3/\text{ha}$.

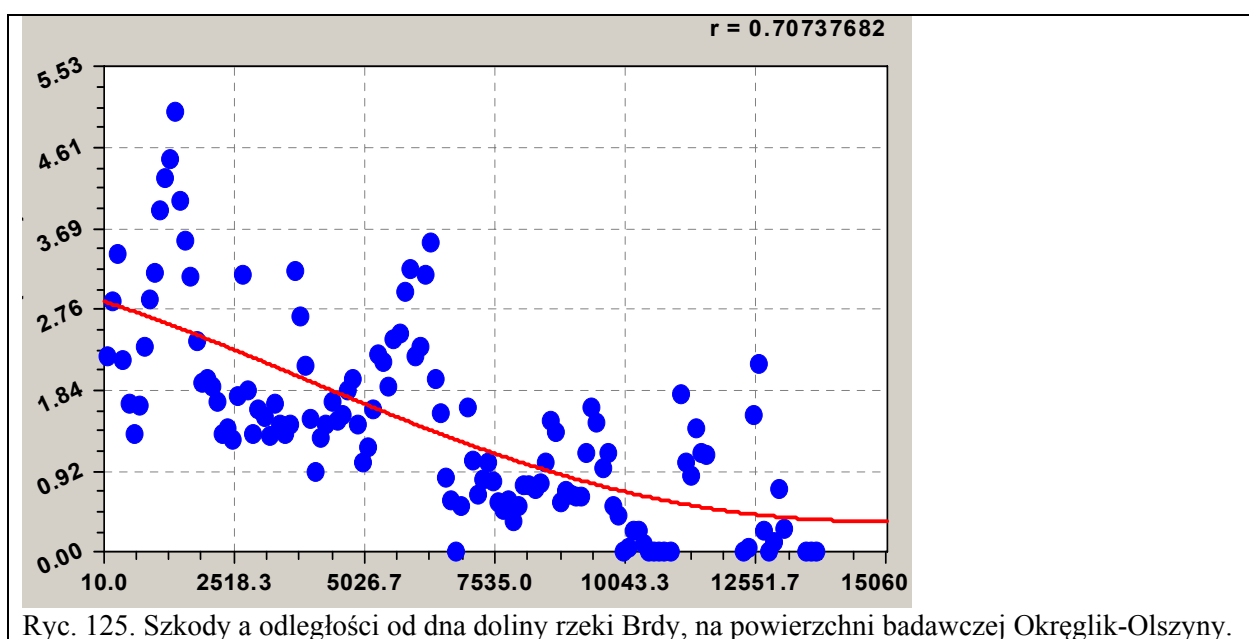
Maksymalne wskaźniki pozyskania drewna wystąpiły jednakże w dalszych odległościach od wspomnianej doliny. W strefie 1300-1500 m pozyskano średnio $4,51 \text{ m}^3/\text{ha}$ (maksimum w buforze

1,3 - 1,4 km wyniosło 5,03 m³/ha). Inne lokalne maksimum pozyskania w wysokości od 3 do 3,52 m³/ha wystąpiło w odległościach 2,6-2,7 km, 3,6-3,7 km i 6,2-6,3 km od na doliny Brdy. Te ostatnie maksima związane być mogą z przyleganiem terenów leśnych do obszarów łąk i pól (w odległości ok. 6 km od rzeki) lub są strefami przylegającymi do rynny jeziornej, nawiązującymi do kierunku jej przebiegu.

Współczynnik dopasowania wyrażający zależność szkód od odległości od doliny rzecznej w interwałach stumetrowych uzyskał w roku 2000 wartość 0.71 (Ryc. 125).



Ryc. 124. Średnie szkody w strefach buforowych 200m, na powierzchni badawczej Okręglik-Olszyny 2000 r.



Ryc. 125. Szkody a odległości od dna doliny rzeki Brdy, na powierzchni badawczej Okręglik-Olszyny.

Dla zależności wielkość szkód a odległość od doliny na powierzchni badawczej Okręglík – Olszyny przeprowadzono obliczenia regresji wielokrotnej oraz określono istotność statystyczną i korelację. Poziom istotności dla przypadków wielkości szkód na 1 ha przedstawiono w Tab. 65. Wszystkie korelacje posiadają bardzo wysoki współczynnik istotności p ale tylko zależność z roku 2000 osiąga wartość współczynnika R większy niż 0,7. Dla zależności dotyczących lat następnych R maleje do wartości 0,57 w roku 2001 by w roku 2003 i $R=0,35$ w 2003r. (Tab. 65).

Tab. 65. Regresja zmiennej zależnej - szkody dla powierzchni w różnym oddaleniu od doliny rzecznej, na powierzchni badawczej Okręglík-Olszyny.

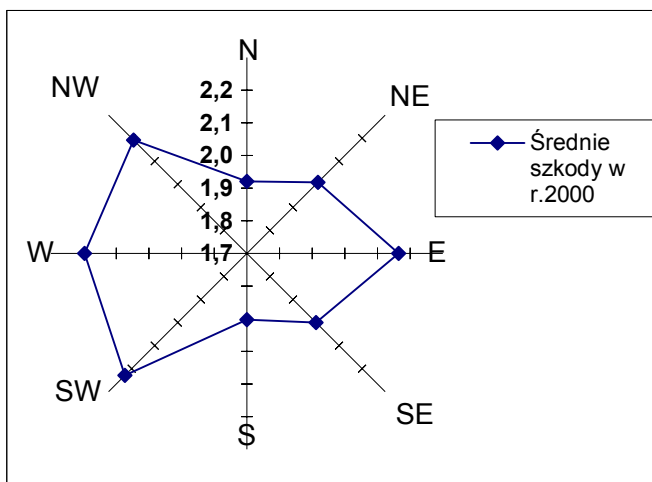
<i>Rok</i>	2000	2001	2002	2003
<i>R</i>	0,706	0.570	0.490	0.353
<i>R</i> ²	0,499	0.325	0.240	0.124
<i>p</i> <	0.000	0.000	0.000	0.000

6.5.7 Szkody a ekspozycja terenu, na powierzchni badawczej Okręglík-Olszyny

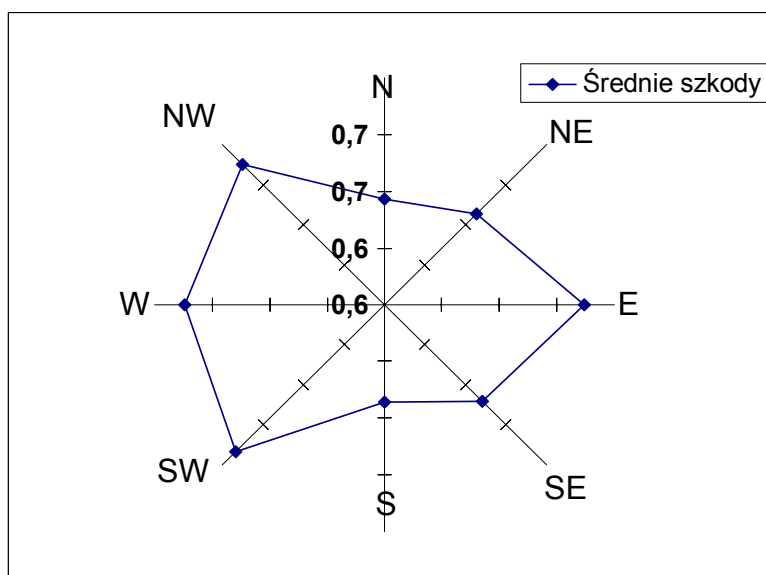
W roku 2000 na powierzchni badawczej, obejmującej swym zasięgiem 3 leśnictwa najwięcej szkód odnotowano na terenach o ekspozycji południowo-zachodniej - 2,23 m³/ha. Zbliżone, aczkolwiek mniejsze pozyskanie uszkodzonego przez wiatr drewna odnotowano na terenach o ekspozycji zachodniej (W) - 2,20 m³/ha i północno-zachodniej (NW) – 2,19 m³/ha. Najmniej powalonych drewna usunięto z obszarów o ekspozycji południowej i północnej – ok. 1,9 m³/ha. Z obszarów płaskich w 2000 roku pozyskano średnio 1,93 m³/ha, czyli wartość zbliżoną do tej, jaką stwierdzono na tym stanowisku badawczym na terenie o wystawie północnej (Ryc. 126). Średnie szkody z całego analizowanego okresu lat tj. z lat 2000 - 2003 nawiązują do rozkładu przestrzennego średnich wartości szkód z roku 2000. Tu także przeważają szkody powstałe na terenach o wystawach SW, W i NW, lecz osiągają one mniejsze wartości (Ryc. 127). Na przykład dla kierunku SW pozyskano średnio 0,73 m³/ha, a dla ekspozycji W - 0,72 m³/ha. Średnio we wspomnianym okresie czterech lat najmniejsze objętości uszkodzonego drewna zebrano - również jak w roku 2000 - z obszarów o ekspozycji południowej –0,63 m³/ha jak i z terenów płaskich – 0,61 m³/ha.

Udziały szkód w poszczególnych latach w badanym okresie czasu miały (Ryc. 128) przebieg mniej więcej zgodny ze średnią, poza przypadkiem roku 2003, który wyraźnie wybija się poza wartości przeciętne. Generalnie przeważał udział szkód na ekspozycji północnej, oscylując wokół wartości 15,5% z maksimum dla roku 2001 wynoszącym 16,6%. Najmniejsze udziały szkód - oprócz obszarów płaskich ze średnią 1,41% - należały do ekspozycji południowo-wschodniej ze średnim udziałem rzędu 8,3%.

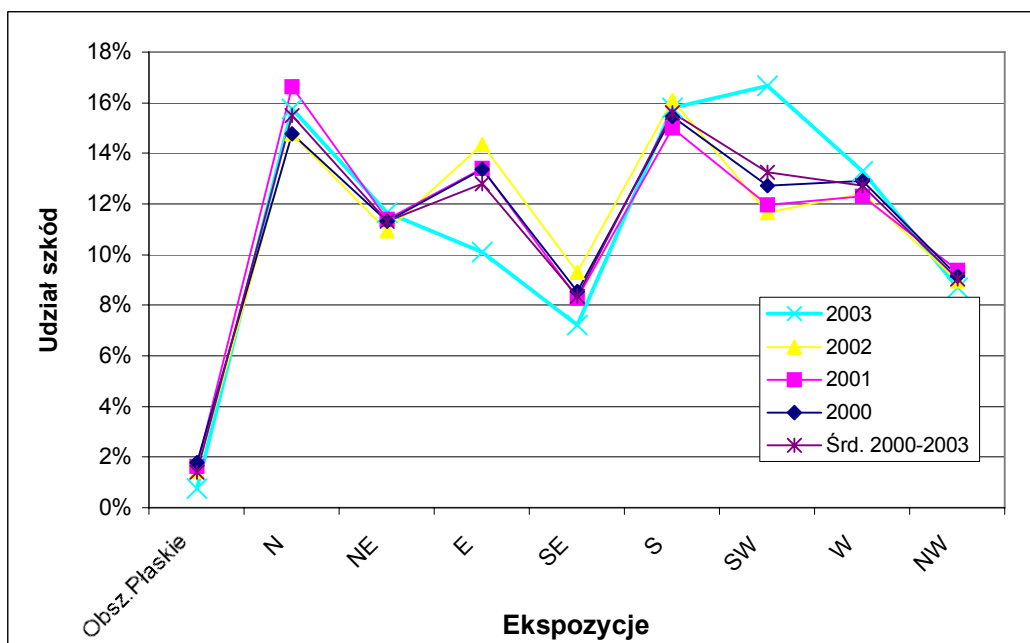
Dla roku 2003 udziały szkód na terenach o ekspozycji południowo - zachodniej sięgały 16,7% i były wyższe o ponad 3% od średniej za cztery, która wynosiła 13,3%. W przypadku ekspozycji wschodniej i południowo-wschodniej w roku były one z kolei o blisko 3% niższe od wartości średnich udziałów szkód i wynosiły odpowiednio 10% (E) i 7,2% (SE). Były one zarazem najniższymi, jakie zanotowano w całym badany okresie 4 lat.



Ryc. 126. Średnie szkody [m³/ha] w 2000r według ekspozycji terenu, na powierzchni badawczej Okręglik-Olszyny.



Ryc. 127. Średnie szkody w latach 2000-2003 [m³/ha] według ekspozycji terenu, na powierzchni badawczej Okręglik-Olszyny.



Ryc. 128. Udział szkód w latach 2000-2003 w wyróżnionych ekspozycjach, na powierzchni badawczej Okręglík-Olszyny.

6.5.8 Wielkość szkód a nachylenie terenu na powierzchni badawczej Okręglík-Olszyny

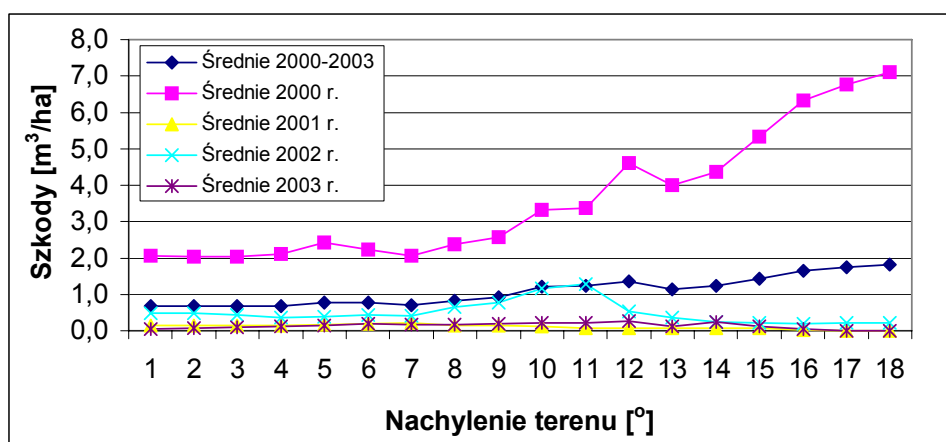
W roku 2000 na stanowisku badawczym, Okręglík-Olszyny, obejmującym swym zasięgiem 3 leśnictwa najwięcej szkód odnotowano na obszarach o małym nachyleniu tj. 1-3°, które to przeważają w analizowanym obszarze. W pomiarach mierzonych co 1° nachyleń średnia dla terenów o nachyleniu 1° była wprawdzie niewielka, bo wynosiła tylko 2,06 m³/ha (Ryc. 129), za to udział szkód z takich powierzchni był największy i wyniósł 38,5% (Ryc. 130). Z kolei największe średnie rzędu 7 m³/ha stwierdzono dla terenów o największym nachyleniu tj. 18°. Udział szkód z tych powierzchni był za to minimalny, gdyż nie osiągnął nawet 0,01% (0,003%). Udział szkód z przedziału nachyleń 1°-3° stanowił 92% całości drewna pozyskanego w 2000 roku z całej powierzchni badawczej.

Średnie pozyskanie drewna w okresie 2000 - 2003r. dla terenów o nachyleniu 1°-3° wyniosło ok.0,68 m³/ha, a dla obszarów o znacznym, 18 stopniowym nachyleniu 1,83 m³/ha. Wymienione wartości są więc dużo mniejsze od analizowanych szkód, które odnotowano w roku 2000 (Ryc. 129). Łączny udział szkód za analizowane czterolecie był zbliżony do tego z roku 2000 (Ryc. 130).

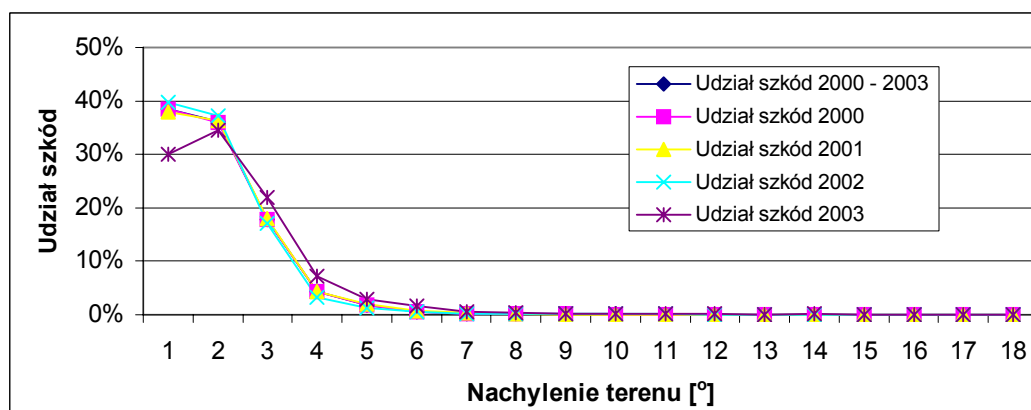
Dla danych zgromadzonych na powierzchni badawczej Okręglík-Olszyny przeprowadzono obliczenia regresji wielokrotnej oraz określono istotność statystyczną i korelację dla zależności: wielkość szkód a nachylenie terenu. Poziom istotności dla przypadków objętości drewna ze szkód w przeliczeniu na 1 ha przedstawiono w Tab. 66. Z zamieszczonych w niej danych wynika, że wszystkie korelacje są statystycznie istotne (p<0,05), a współczynnik korelacji waha się od wartości 0,01 dla roku 2001 do maksymalnej 0,063 w roku 2003.

Tab. 66. Regresja zmiennej zależnej – szkody w kolejnych latach dla terenów o różnym nachyleniu na powierzchni badawczej Okręglik-Olszyny.

Rok	2000	2001	2002	2003
R	0.03232947	0.01008235	0.01548981	0.06303809
R2	0.0104519	0.00010165	0.00023993	0.00397380
p<	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000



Ryc. 129. Średnie szkody na terenach o różnym nachyleniu w latach 2000 – 2003, na powierzchni badawczej Okręglik-Olszyny.



Ryc. 130. Udział szkód na terenach o różnym nachyleniu w latach 2000-2003, na powierzchni badawczej Okręglik-Olszyny.

6.5.9 Wyniki analizy regresji wielokrotnej NDVI dla sceny satelitarnej ETM+ Landsat 7 na powierzchni badawczej Okręglik - Olszyny

Dla obszaru stanowiska badawczego Okręglik-Olszyny przeprowadzono analizę skorelowania wskaźnika NDVI z roku 2000 (13.VI.2000) ze szkodami z lat 2000 – 2003 (Zał. C). Badania przeprowadzono analizując zależność szkód, które wystąpiły w latach 2000 od wskaźnika NDVI z drugiej połowy roku 2000 na podstawie zdjęcia satelitarnego LANDSAT 7 z detektorem ETM+.

W przypadku gdy badano ewentualną korelację pomiędzy NDVI z roku 2000 a wcześniejszymi szkodami, wskaźnik indeksu biomasy (NDVI) podstawiono jako zmienną niezależną a szkody z roku 2000 - 2003 jako zmienne zależne (Tab. 67). Wszystkie zależności badane w tych analizach były statystycznie istotne.

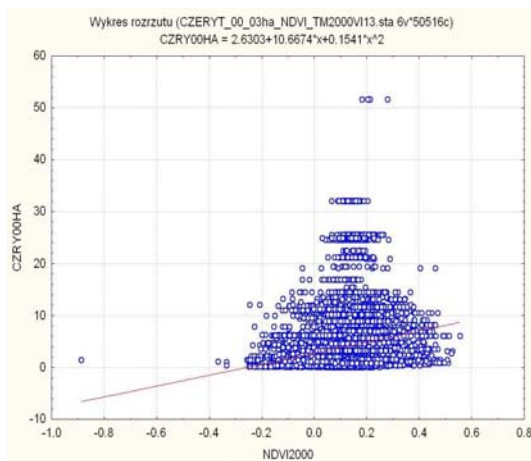
Tab. 67. Regresja zmiennych zależnych: Szkody za lata 2001-2003 od indeksu NDVI z 8.V.2000 r. na powierzchni badawczej Okręglik-Olszyny.

Szkody w roku	2000	2001	2002	2003
Wielokrotne R	0,17478161	0,15635210	0,09824770	0,26640361
R ²	0,03054861	0,02444598	0,00965261	0,07097088
p<	0,00000	0,00000	0,00000	0,00000

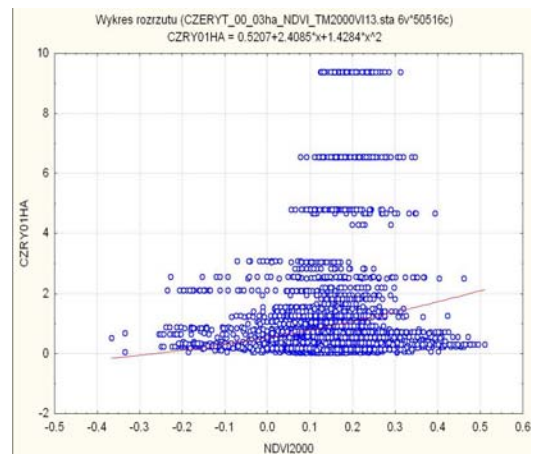
Wyniki analizy krzywej regresji przedstawia Ryc. 131. W roku 2000 korelacja pomiędzy wskaźnikiem NDVI a szkodami na ha powierzchni była słaba ale istotna ($R_{2000}=0,17$ i $p<0,0000$). Podobnie wyglądało skorelowanie szkód z roku 2001 z indeksem NDVI ($R_{2001} = 0,15$, $p<0,0000$) i z roku 2003 ($R_{2003} = 0,26$, $p<0,0000$). W analizowanym 2002 roku, zanotowano niższy współczynnik korelacji. W tych przypadkach nie można mówić o zależności - korelacji wskaźnika NDVI od szkód ($R_{2002}=0,07$, $p>0,0000$). Wszystkie zależności były statystycznie istotne (Tab. 68).

Tab. 68. Statystyki opisowe uzyskane z analizy krzywej regresji, dla powierzchni badawczej Okręglik-Olszyny.

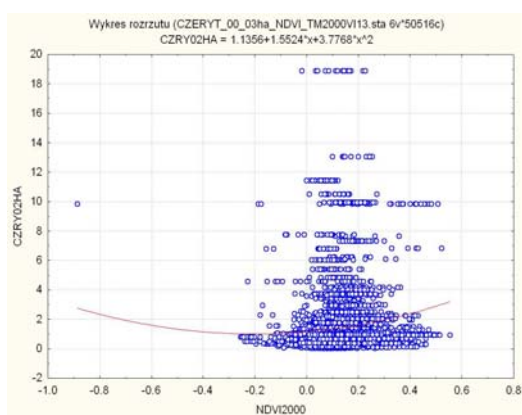
Zmienna	N - ważnych	Średnia	Suma	Minimum	Maksimum	Odchylenie Standardowe
NDVI 2000 dla 2000	36 427	0.11	4 052.03	-0.50	0.52	0.06
Szkody 2000 [m ³ /ha]	36 427	1.45	53 026.41	0.04	16.66	1,45
NDVI 2000 dla 2001	2 324	0.13	299.07	-0.23	0.51	0.07
Szkody 2001 [m ³ /ha]	2 324	0.11	262.89	0.030	0.78	0,12
NDVI 2000 dla 2002	26 833	0.11	3 014.13	-0.50	0.52	0.06
Szkody 2002 [m ³ /ha]	26 833	0.69	18 632.89	0.040	17.45	0,87
NDVI 2000 dla 2003	2 160	0.13	273.17	-0.23	0.47	0.07
Szkody 2003 [m ³ /ha]	2 160	0.56	1 216.15	0.02	5.26	0,11



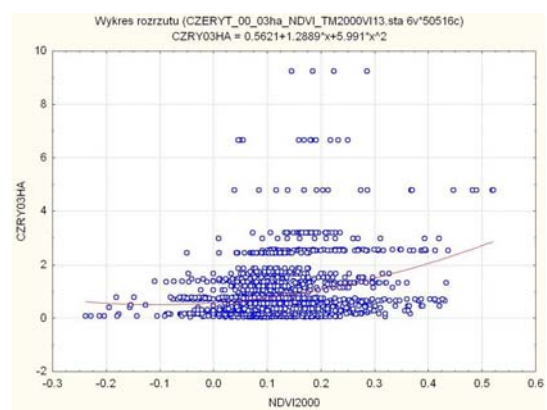
a) szkody w roku 2000



b) szkody w roku 2001



c) szkody w roku 2002



d) szkody w roku 2003

Ryc. 131. Rozrzut wielkości szkód w latach 2000 -2003 r. względem NDVI, na powierzchni badawczej Okręglik-Olszyny.

6.6 Szkody na powierzchni badawczej Borne – Kopernica w latach 2000-2003

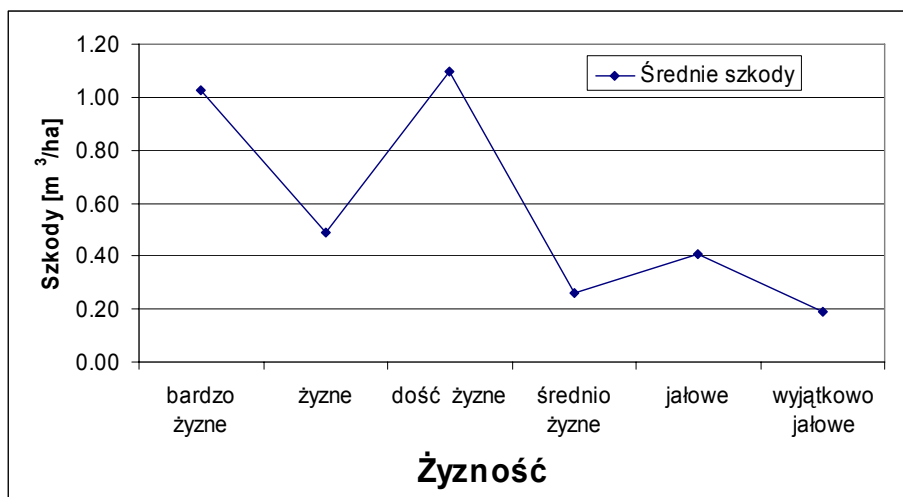
W dziesięciu podrozdziałach (6.6.1 – 6.6.10) przeanalizowano wyniki zależności jakie zachodziły pomiędzy wielkością szkód a następującymi zmiennymi ekologicznymi: żyzność (6.6.1) i wilgotność (6.6.2) siedliska, bonitacja drzewostanu (6.6.3), zwarcie (6.6.4) oraz wiek drzewostanu (6.6.5). W podrozdziale 6.6.6 przedstawiono zależność wielkości szkód odwiatrowych od odległości od linii brzegowej jezior. Analizowano także wpływ ekspozycji i nachylenia terenu na powstawanie szkód na skutek działania wiatru (6.6.7 - 6.6.8). W podrozdziale 6.6.9 przeprowadzono analizę skorelowania wskaźnika NDVI obliczonego na podstawie zdjęcia satelitarnego IKONOS z roku 2003 ze szkodami z lat 2000– 2003 W następnym podrozdziale (6.6.10) dokonano próby porównania wskaźników fragmentacji i różnorodności na podstawie wskaźnika NDVI (IKONOS) do szkód z dwóch poligonów o zbliżonej powierzchni a mianowicie ze stanowisk badawczych PNBT i Borne-Kopernica.

6.6.1 Zależność występowania szkód od wskaźnika żyzności siedliska na powierzchni badawczej Borne - Kopernica

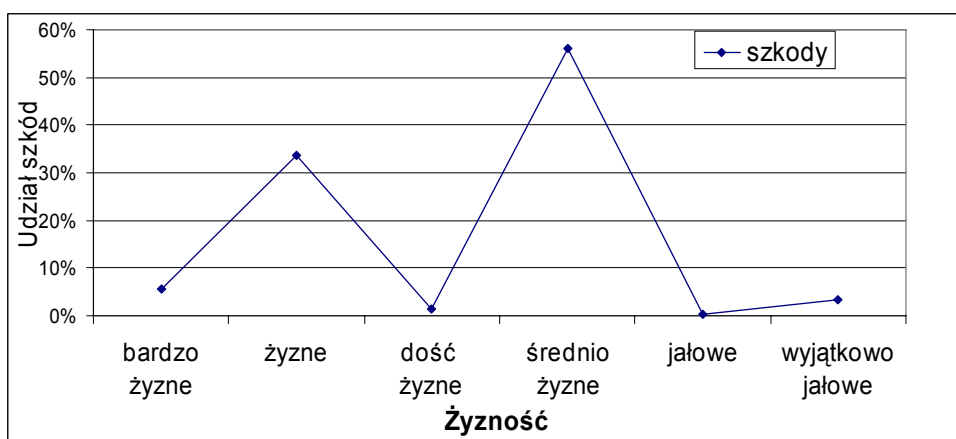
Na poligonie badawczym Borne-Kopernica badano wpływ żyzności siedliska na powstawanie szkód i ich intensywność. Stwierdzono, analizując krzywą rozkładu średniej ze szkód z wielolecia 2000 – 2003, że najwyższe ich notowania wystąpiły w kategorii siedlisk dość żyznych – średnia $1,03 \text{ m}^3/\text{ha}$ i bardzo żyznych - średnia $1,10 \text{ m}^3/\text{ha}$ (Zał. 25). Średnio ponad dwukrotnie mniej szkód odnotowano na terenach o siedliskach typu żyznego - średnia $0,49 \text{ m}^3/\text{ha}$, a blisko trzykrotnie mniej na terenach o żyzności określanej jako jałowa – $0,41 \text{ m}^3/\text{ha}$ i średnio żyzna – $0,26 \text{ m}^3/\text{ha}$. Blisko sześciokrotnie mniejszą od maksymalnej wartość średnich szkód na omawianej powierzchni badawczej odnotowano w przypadku siedlisk wyjątkowo jałowych – średnia $0,19 \text{ m}^3/\text{ha}$ (Ryc. 132). W pozostałych typach żyzności szkód nie odnotowano.

Udział szkód w poszczególnych stopniach żyzności kształtował się wg krzywej na (Ryc. 133). Ponad połowę udziałów – 55,6% - przypadło na szkody na siedliskach średnio żyznych. Z drugą, nieco niższą wartością plasowały się siedliska żyzne – 33,7% a z trzecią sześć razy niższą – bardzo żyzne – 5,5%. Pozostałe typy żyzności siedlisk miały udziały nie przekraczające 1,32% (Tab. 69).

Analiza zestawień analiz post-hock nie wykazała nieistotnych statystycznie związków pomiędzy rozpatrywanymi zmiennymi ($p < 0,05$).



Ryc. 132. Zależność szkód od żyzności siedliska dla średniej z wielolecia 2000 – 2003 na powierzchni badawczej Borne-Kopernica.



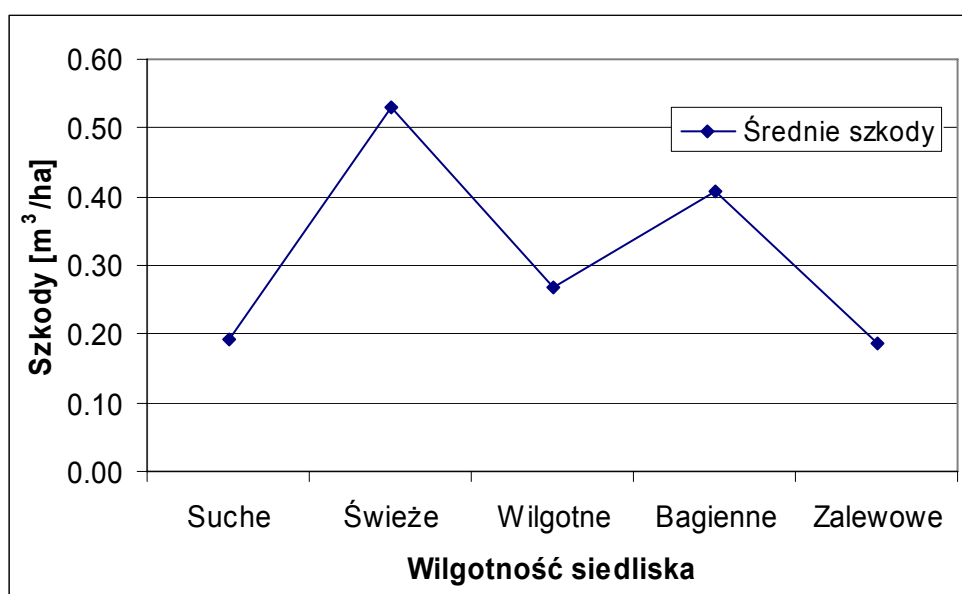
Ryc. 133. Udział szkód w poszczególnych typach żyzności – średnia z wielolecia 2000 – 2003, na powierzchni badawczej Borne-Kopernica.

Tab. 69. Średnie i sumy szkód w poszczególnych typach żyzności siedliska, na powierzchni badawczej Borne-Kopernica.

Żyzność	Średnia [m³/ha]	Liczebność próby N	SUMA [m³/ha]	Odchylenie standardowe	Udział szkód [%]
Bardzo żyzne [2]	1.03	3 259	3 344.55	0.57	5.50
Żyzne [3]	0.49	41 669	20 474.50	0.45	33.70
Dość żyzne [4]	1.10	730	801.03	0.97	1.32
Średnio żyzne [5]	0.26	129 564	33 992.12	0.24	55.95
Jałowe [7]	0.41	386	157.30	0.20	0.26
Wyjątkowo jałowe [8]	0.19	10 325	1 985.36	0.26	3.27
Ogół grup	0.33	185 933	60 754.85	0.35	100.00

6.6.2 Zależność występowania szkód od wilgotności siedliska na powierzchni badawczej Borne-Kopernica

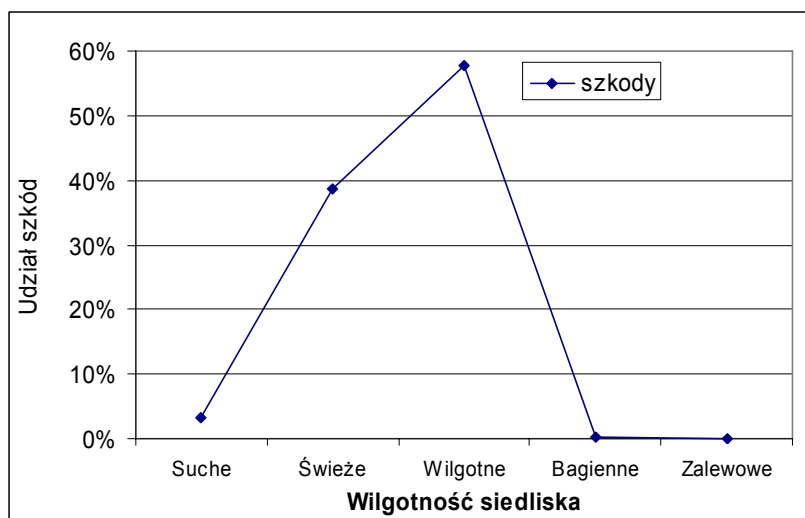
Szkody zależne były też od wilgotności siedliska. Z analizy średnich szkód z wielolecia wynika (Zał. 26), iż największe ilości uszkodzonego drewna pozyskano na siedliskach typu świeżego – średnia $0,53 \text{ m}^3/\text{ha}$ i w siedliskach typu bagiennego – $0,41 \text{ m}^3/\text{ha}$. Wartość średnią o około połowę mniejszą od maksymalnych notowań stwierdzono dla siedlisk typu wilgotnego – $0,27 \text{ m}^3/\text{ha}$ i ponad trzykrotnie mniejszą dla siedlisk suchych i zalewowych po $0,19 \text{ m}^3/\text{ha}$ (Ryc. 134 i Tab. 1).



Ryc. 134. Zależność szkód od wilgotności siedliska dla średniej z wielolecia 2000 – 2003, na powierzchni badawczej Borne-Kopernica.

Udział szkód na siedliskach wilgotnych sięgał 57,7%. Następne miejsce pod tym względem zajęły siedliska świeże, których udział wyniósł 38,7%. Marginalne znaczenie miały tutaj siedliska typu suchego 3,3% a prawie zerowy odsetek udziałów odnotowano w przypadku siedlisk bagiennych (0,26%) i zalewowych (0,08%) (Ryc. 135 i Tab. 70).

Na podstawie analizy post-hock testem RIR Tukey'a nie stwierdzono istotnych statystycznie różnic pomiędzy siedliskami typu suchego a zalewowego ($p=0,9$) Relacje pomiędzy pozostałymi typami wilgotności siedlisk są natomiast statystycznie istotne.



Ryc. 135. Udział szkód w poszczególnych typach wilgotności siedliska – średnia dla wartości z wielolecia na powierzchni badawczej Borne-Kopernica.

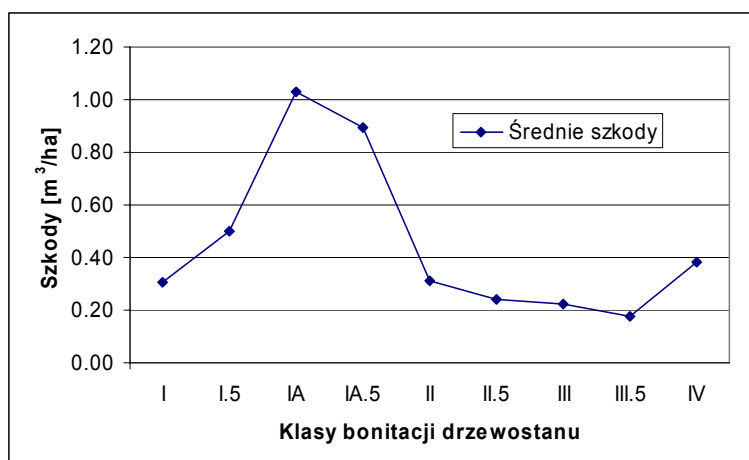
Tab. 70 Wartości średnie i sumy szkód w poszczególnych typach wilgotności siedliska, na powierzchni badawczej Borne-Kopernica.

Wilgotność	Średnia [m ³ /ha]	Liczebność próby N	SUMA [m ³ /ha]	Odchylenie standardowe	Udział szkód [%]
Suche	0.19	10 325	1 985.36	0.27	3.27
Świeże	0.53	44 481	23 519.73	0.48	38.71
Wilgotne	0.27	130 475	35 043.25	0.26	57.68
Bagienne	0.41	386	157.30	0.19	0.26
Zalewowe	0.19	266	49.21	0.00	0.08
Ogół grup	0.33	185 933	60 754.85	0.35	100.00

6.6.3 Zależność występowania szkód od bonitacji drzewostanu na powierzchni badawczej Borne-Kopernica.

Szkody w wieloleciu 2000 – 2003 różnicowały się także przestrzennie pod względem takiej cechy drzewostanu jaką jest jego bonitacja (Zał. 27). W wyżej wspomnianym okresie średnie szkód przypadające na poszczególne klasy bonitacji rozkładały się następująco: największe z nich odnotowano w klasie IA. Średnia wyniosła tu 1,03 m³/ha. Na drugiej pozycji plasowały się szkody w klasie IA.5 bonitacji, ze średnią 0,89 m³/ha. W następnej w tym wykazie klasie I.5 średnie szkody z wielolecia wyniosły 0,5 m³/ha uszkodzonego drewna. Stosunkowo wysoką czwartą lokatę miała dziewiąta co do rangi klasa IV z poziomem średniej 0,38 m³/ha. W pozostałych klasach bonitacji widać tendencję malejącą intensywności szkód. Wraz ze spadkiem rangi klasy bonitacji maleją ilości uszkodzonego drewna pozyskanego z 1 hektara (Ryc. 136). Największe udziały szkód (Ryc. 137) przypadły klasie II i wyniosły 24,6%. Podobnie licznym udziałem charakteryzowały się klasy I.5 i II.5. Ich udziały to odpowiednio 20,18% i 18,24%. Następny, czwarty co do wielkości udziałem szkód przypadał na

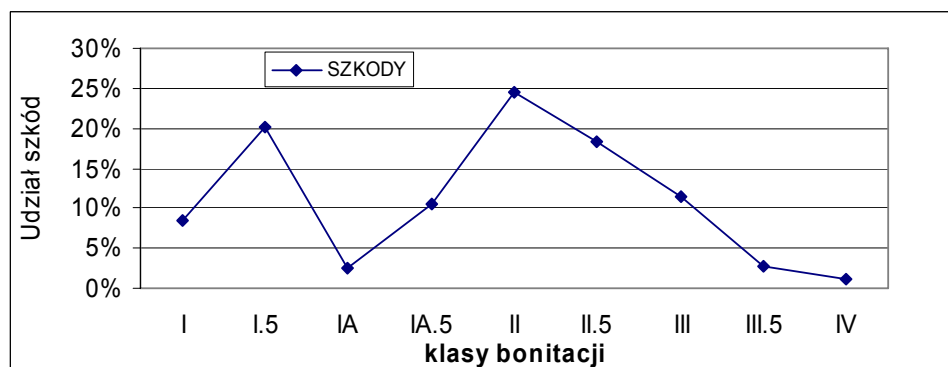
klasę III z odsetkiem 11.45% (Tab. 71). Analiza post-hock wykazała jedynie jedną nieistotną statystycznie relację pomiędzy klasą I a II bonitacji drzewostanu ($p=0,6$).



Ryc. 136. Średnie szkody z wielolecia 2000 – 2003 a bonitacja drzewostanu na powierzchni badawczej Borne-Kopernica.

Tab. 71. Wartości średnie i sumy szkód w poszczególnych klasach bonitacji drzewostanu, na powierzchni badawczej Borne-Kopernica.

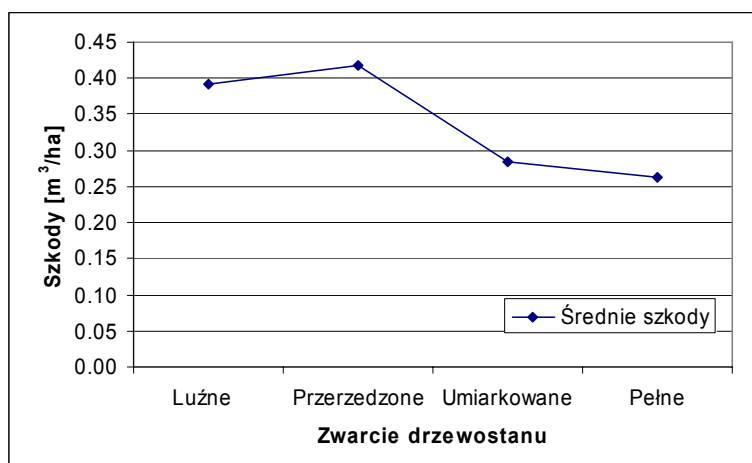
Klasy Bonitacji	Średnia [m³/ha]	Liczebność próby	SUMA [m³/ha]	Odch. standardowe	Udział szkód [%]
I	0.30	16 891	5 150.69	0.26	8.48%
I.5	0.50	24 394	12 258.27	0.46	20.18%
IA	1.03	1 517	1 564.32	0.30	2.57%
IA.5	0.89	7 234	6 453.19	0.59	10.62%
II	0.31	48 016	14 948.34	0.31	24.60%
II.5	0.24	45 775	11 080.63	0.20	18.24%
III	0.22	31 044	6 958.27	0.22	11.45%
III.5	0.18	9 138	1 602.27	0.25	2.64%
IV	0.38	1 924	738.86	0.30	1.22%
Ogół grup	0.33	185 933	60 754.85	0.35	100.00%



Ryc. 137. Udział szkód w poszczególnych klasach bonitacji – średnia z wielolecia na powierzchni badawczej Borne-Kopernica.

6.6.4 Zależność występowania szkód od zwarcia drzewostanów na powierzchni badawczej Borne-Kopernica.

Szkody wyrządzone przez wiatr uzależnione były też od stopnia zwarcia drzewostanu. Z analizy średnich szkód z wielolecia 2000 - 2003 (Zał. 28) wynika, iż największe ilości uszkodzonego drewna pozyskano w zwarcu typu przerzedzonego – średnia 0,42 m³/ha i w drzewostanach o zwarcu luźnym – 0,39 m³/ha. Trzecia lokata przypadła drzewostanom o zwarcu typu umiarkowanego ze średnią 0,29 m³/ha. Najmniejsze szkody w badanym terenie stwierdzono w typie drzewostanów o zwarcu pełnym – 0,26 m³/ha (Ryc. 138 i Tab. 72).

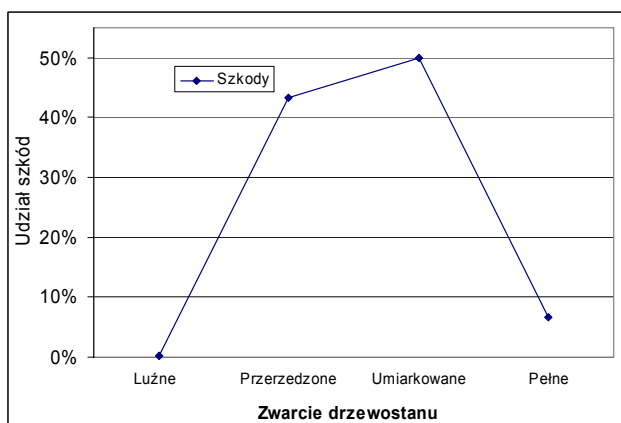


Ryc. 138. Szkody a zwarcie drzewostanu dla średniej z wielolecia 2000 – 2003, na powierzchni badawczej Borne-Kopernica.

Największym udziałem szkód charakteryzowały się drzewostany o zwarcu typu umiarkowanego 49,9%. Na drugiej pozycji uplasowały się szkody wyrządzone przez wiatr w drzewostanach o zwarcu przerzedzonym - 11,53% a na trzeciej o zwarcu pełnym – 6,6%. Najmniejszy udział szkód 0,2% stwierdzono w drzewostanach o zwarcu typu luźnego (Ryc. 139). Na podstawie analizy post-hock testem RIR Tukey'a stwierdzono, iż nie ma istotnych statystycznie różnic pomiędzy średnimi szkodami w zwarcach typu luźnego i przerzedzonego ($p=0,7$) a relacje pomiędzy pozostałymi typami zwarcia drzewostanu są statystycznie istotne ($p<0,05$).

Tab. 72. Średnie i sumy szkód w poszczególnych typach zwarcia drzewostanu, na powierzchni badawczej Borne-Kopernica.

Zwarcie	Średnia [m ³ /ha]	Liczebność próby N	SUMA m ³ /ha	Odch. stand.	Udział szkód [%]
Luźne [1]	0.39	330	129.45	0.23	0.21
Przerzedzone [2]	0.42	62 760	26 259.63	0.36	43.29
Umiarkowane [3]	0.29	106 191	30 292.38	0.32	49.93
Pełne [4]	0.26	15 149	3 984.16	0.39	6.57
Ogół grup	0.33	184 430	60 665.63	0.35	100.00



Ryc. 139. Udział szkód w typach zwarcia drzewostanu – średnia z wielolecia 2000-2003, na powierzchni badawczej Borne-Kopernica.

6.6.5 Zależność występowania szkód od wieku drzewostanu na powierzchni badawczej Borne-Kopernica

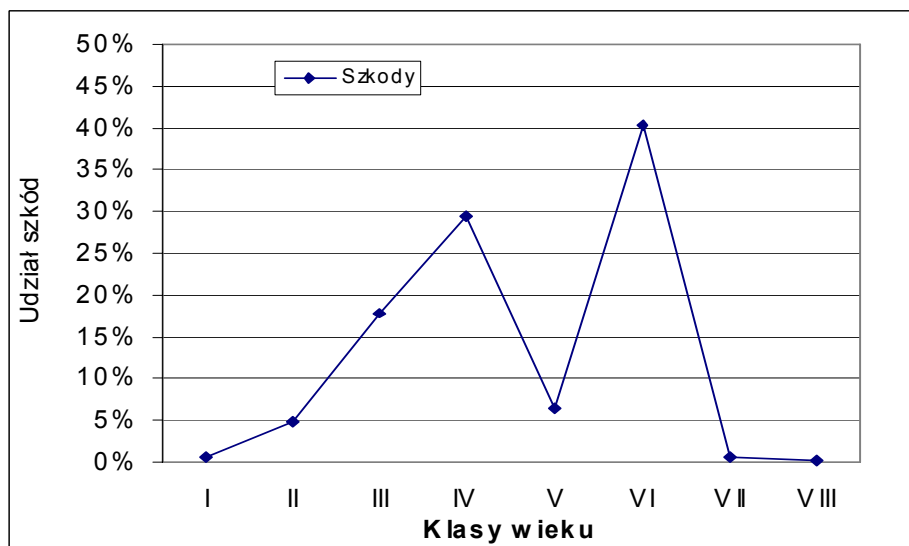
Szkody w wieloleciu 2000 – 2003 różnicowały się także w Obrębie takiej cechy drzewostanu jaką jest jego wiek. W wyżej wspomnianym okresie (Zał. 29) średnie szkód przypadające na poszczególne klasy wieku rozkładały się następująco: największe z nich odnotowano w klasie IV – średnia wyniosła tu 0,47 m³/ha. Na drugiej pozycji plasowały się szkody w klasie VI ze średnią 0,38 m³/ha a na trzeciej z klas III i VII – 0,3 m³/ha. Czwartą pozycję zajmują szkody w V klasie wiekowej – 0,23. Pozostałe, nie wymienione tu klasy wieku odnotowały śladowe szkody nie przekraczające 0,2 m³/ha. (Ryc. 140). Największe udziały szkód (Ryc. 141) przypadły w klasie VI wiekowej i wyniosły 40,2%. O około 10% mniejszymi udziałami szkód charakteryzowała się klasa IV 29,4. Kolejne 3 udziały należały do szkód w klasach wieku drzewostanu: II, III i IV i wyniosły odpowiednio: 4,8%, 17,8% i 6,4 %. do klas I, VII, VIII wieku drzewostanu. Do klas I, VII, VIII wieku drzewostanu należały śladowe udziały szkód. (Tab. 73). Analiza post-hock wykazała, że różnice pomiędzy klasami I i II, III i VII oraz V i VIII nie były statystycznie istotne ($p > 0,05$).



Ryc. 140. Szkody a wieku drzewostanu dla średniej z wielolecia 2000 – 2003, na powierzchni badawczej Borne-Kopernica.

Tab. 73. Średnie i sumy szkód w klasach wieku drzewostanu, na powierzchni badawczej Borne-Kopernica.

Klasy wieku	Średnia [m³/ha]	Liczebność próby N	SUMA [m³/ha]	Odchylenie standardowe	Udział szkód [%]
I	0.10	3563	340.49	0.08	0.56
II	0.11	26420	2925.96	0.12	4.82
III	0.30	35524	10832.60	0.37	17.84
IV	0.47	37615	17856.85	0.38	29.40
V	0.23	16727	3899.07	0.21	6.42
VI	0.38	64127	24426.46	0.35	40.22
VII	0.31	1149	358.25	0.25	0.59
VIII	0.17	520	90.70	0.26	0.15
Ogół grup	0.10	89 069	60 730.37	0.12	100.00



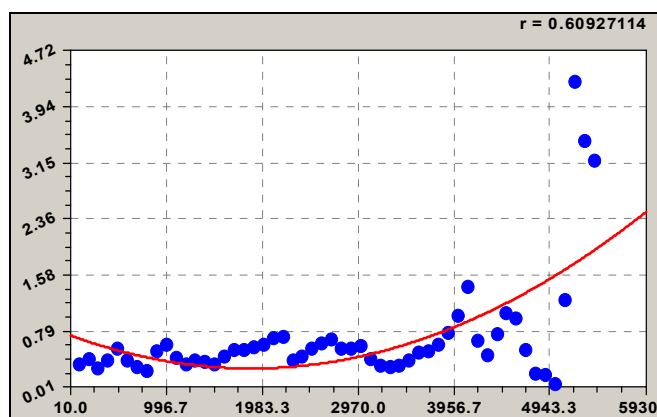
Ryc. 141 Udział szkód z wielolecia w poszczególnych klasach wieku, na powierzchni badawczej Borne-Kopernica.

6.6.6 Borne-Kopernica, Rozkład szkód w strefach buforowych na powierzchni badawczej Borne-Kopernica

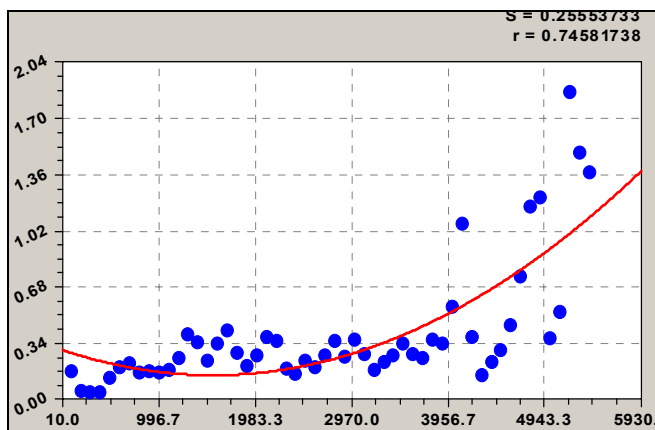
Na powierzchni badawczej Borne - Kopernica (Ndl. Przymuszewo i Rytel) badano wpływ orografii terenu na występowanie i wielkość szkód spowodowanych przez wiatr. Nie stwierdzono tu występowania szkód o charakterze powierzchniowym.

Z wygenerowanych map buforowych określono w jakim stopniu odległość od brzegu jeziora Charzykowskiego ma wpływ na pozyskanie uszkodzonego przez wiatr drewna. Nasilenie szkód mierzono w kierunku od brzegu jeziora na zachód. Analizowano szkody na dystansie do 5,4 km. W badanym pięcioleciu stwierdzono bardzo silną zależność - wyrażającą się współczynnikiem korelacji $R=0,67$ - pomiędzy odległością od brzegu jeziora a ilością szkód w strefach o równej szerokości. Więcej szkód stwierdzono w buforach położonych najdalej od jeziora tj. w odległości większej niż 5 km. Poziom szkód przeliczony na 1ha strefy buforowej sięgnął w sumie w analizowanym okresie 4 lat $7 \text{ m}^3/\text{ha}$ (Ryc. 144). Istotną zależność, wyrażającą się współczynnikami korelacji odpowiednio 0,61 i 0,74, stwierdzono w roku 2000 i 2002 (Ryc. 142 i Ryc. 143). Szkody na terenie Leśnictw Borne i Kopernica rosną wraz z odległością od zachodnich brzegów jeziora Charzykowskiego. W roku 2000 (Zał. 30) na dystansie pierwszych 500 m od jeziora stwierdzono $1,91 \text{ m}^3/\text{ha}$, w odległości od 4000 m do 4500m w sumie $5,32 \text{ m}^3/\text{ha}$, a już w strefach odległości 4900 – 5400 m zebrano z 1 ha powierzchni buforu $12,41 \text{ m}^3/\text{ha}$ (Ryc. 145).

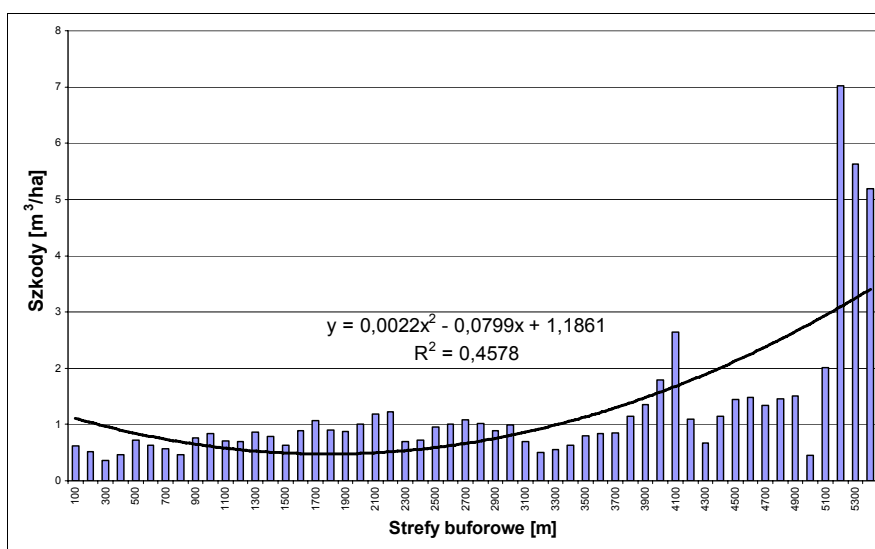
Podobny jak w 2000 roku układ szkód względem odległości od jeziora zanotowano na tym samym terenie w dwa lata później. Szkody nie były tak intensywne, bo wahały się w granicach od $0,12 \text{ m}^3/\text{ha}$ w strefie 0-500m od brzegów jeziora, poprzez $2,7 \text{ m}^3/\text{ha}$ w strefie 4000 – 4500 m do $6,8 \text{ m}^3/\text{ha}$ w najdalszych buforach (Ryc. 146).



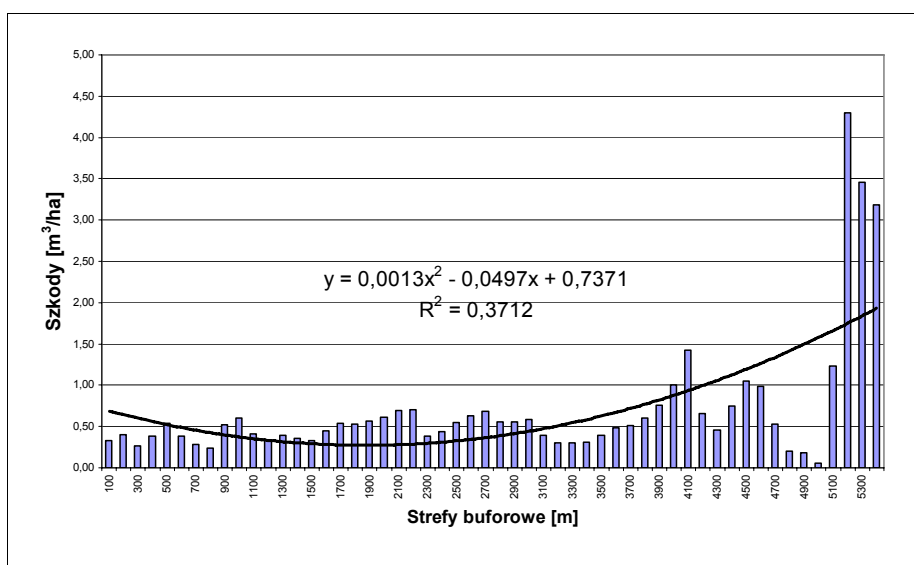
Ryc. 142. Zależność wielkości szkód od dystansu do brzegu jeziora Charzykowskiego w roku 2000 na powierzchni badawczej Borne – Kopernica.



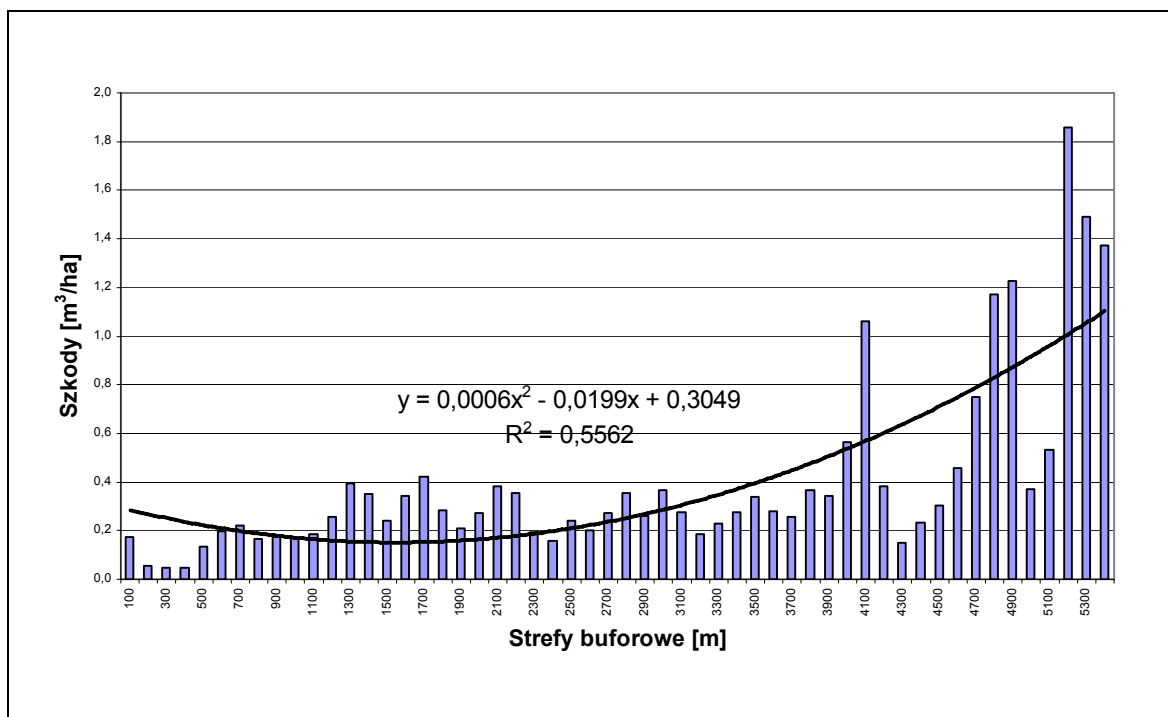
Ryc. 143. Zależność wielkości szkód od dystansu do brzegu jeziora Charzykowskiego w roku 2002 na powierzchni badawczej Borne – Kopernica.



Ryc. 144. Szkody w latach 2000 – 2003 w strefach buforowych od brzegu jeziora Charzykowskiego na powierzchni badawczej Borne – Kopernica.



Ryc. 145. Szkody w strefach buforowych od brzegu jeziora Charzykowskiego, 2000 r na powierzchni badawczej Borne – Kopernica.



Ryc. 146. Szkody w 2002 r. w strefach buforowych od brzegu jeziora Charzykowskiego na powierzchni badawczej Borne – Kopernica.

Dla powierzchni badawczej Borne – Kopernica analizowano też regresję wielokrotną, istotność statystyczną i korelacją dla zależności: wielkość szkód a odległość od brzegu jeziora Charzykowskiego.

Poziom istotności dla przypadków objętości drewna pozyskanego ze szkód w przeliczeniu na 1 ha przedstawiono w Tab. 74. Prawie wszystkie korelacje posiadają bardzo wysoki współczynnik istotności p ale tylko zależność z roku 2002 osiąga wartość współczynnika korelacji R większy niż 0,7. W pozostałych latach R jest mniejsze i osiąga wartości ledwo przekraczając poziom $R=0,57$ w roku 2001. W roku 2003 zależność maleje do poziomu siły korelacji wyrażanej przez $R=0,47$. Wysoką wartość $R=0,61$ współczynnik korelacji osiąga w roku 2000. Zależności nie wykazują statystycznej istotności dla roku 2003.

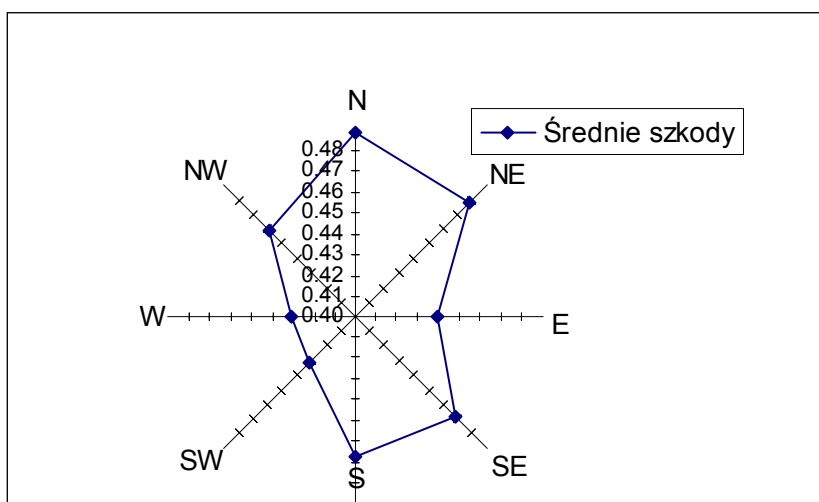
Tab. 74. Regresja zmiennej zależnej: Szkody 2000-2003 na ha – szkody dla powierzchni o różnym oddaleniu od brzegu jeziora Charzykowskiego, na powierzchni badawczej Borne – Kopernica.

Rok	2000	2001	2002	2003
R	0,61	0,57	0,75	0,47
R ²	0,37	0,33	0,56	0,23
p<	0.00	0.00	0.00	0.00

6.6.7 Rozkład szkód a ekspozycja na powierzchni badawczej Borne – Kopernica

Na powierzchni badawczej Borne - Kopernica (Ndl. Przymuszewo i Rytel) badano wpływ orografii terenu na występowanie i wielkość szkód spowodowanych przez wiatr. Nie stwierdzono występowania szkód o charakterze powierzchniowym.

W latach 2000 – 2003 średnie największe wartości średnie szkód $0,48 \text{ m}^3/\text{ha}$ wystąpiły na terenach z ekspozycją północną i północno-wschodnią $0,47 \text{ m}^3/\text{ha}$. Najmniejsze szkody odnotowano na obszarach o skłonach skierowanych na zachód i południowy – zachód po $0,43 \text{ m}^3/\text{ha}$ (Ryc. 147).

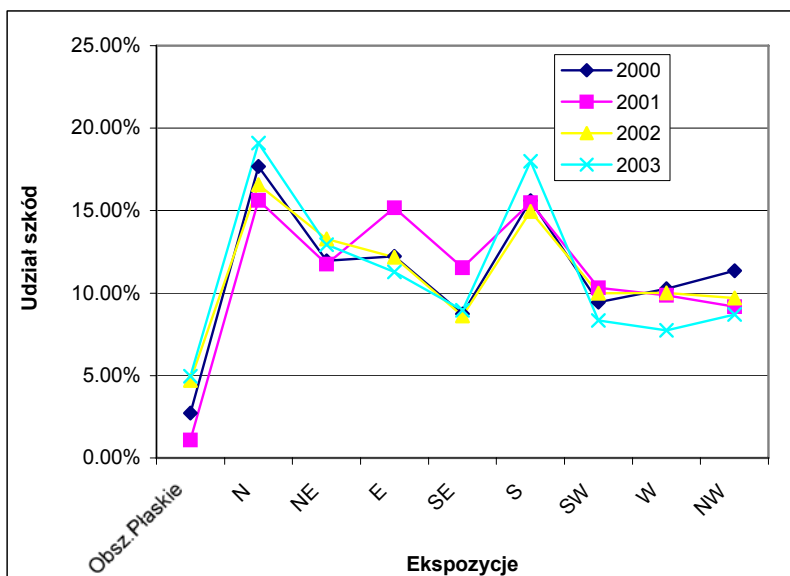


Ryc. 147. Średnie szkody w m^3/ha w latach 2000-2003 dla ośmiu kierunków ekspozycji na powierzchni badawczej Borne – Kopernica.

Tab. 75. Średnie szkody o położeniu na terenach płaskich na powierzchni badawczej Borne – Kopernica.

	2000	2001	2002	2003	Śr. 2000-2003
Obszary Płaskie	$0.45 \text{ m}^3/\text{ha}$	$0.11 \text{ m}^3/\text{ha}$	$1.69 \text{ m}^3/\text{ha}$	$0.51 \text{ m}^3/\text{ha}$	$0.69 \text{ m}^3/\text{ha}$

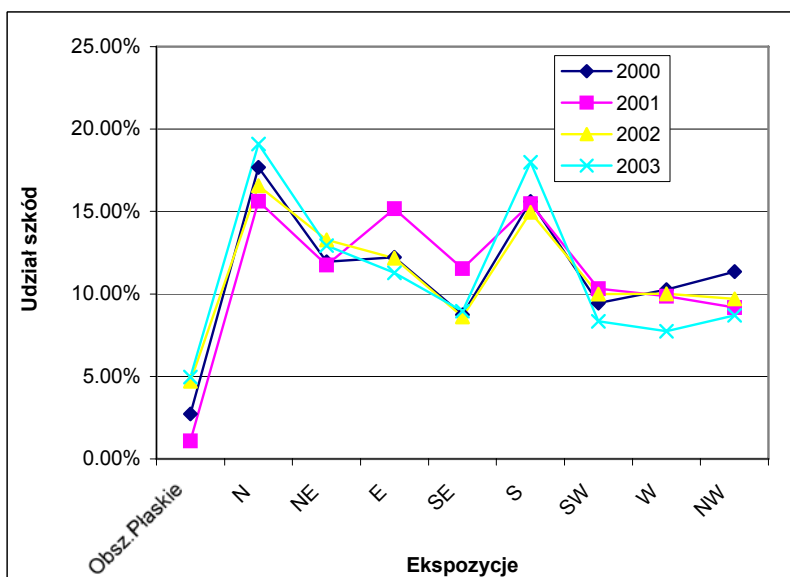
Największe udziały w ilości szkód na ha pododdziału przypadły w latach 2000 –2003 także na tereny położone o ekspozycji północnej (N). Maksymalny udział szkód dla tego kierunku wystąpił w badanym okresie w roku 2003 i wyniósł 19,1%. Najmniejszy udział dla ekspozycji N wystąpił w roku 2001 z wartością 15,6%. W 2003 roku dużym udziałem szkód sięgających 18% charakteryzował się też kierunek południowy W pozostałych latach udział drewna pozyskanego ze szkód dla tego kierunku oscylował wokół wartości 15%. Najmniejsze udziały charakterystyczne były dla ekspozycji NW. W latach 2001 –2003 nie przekroczyły nawet 10% a w 2000 r. wyniosły tylko 11,4% (Ryc. 148).



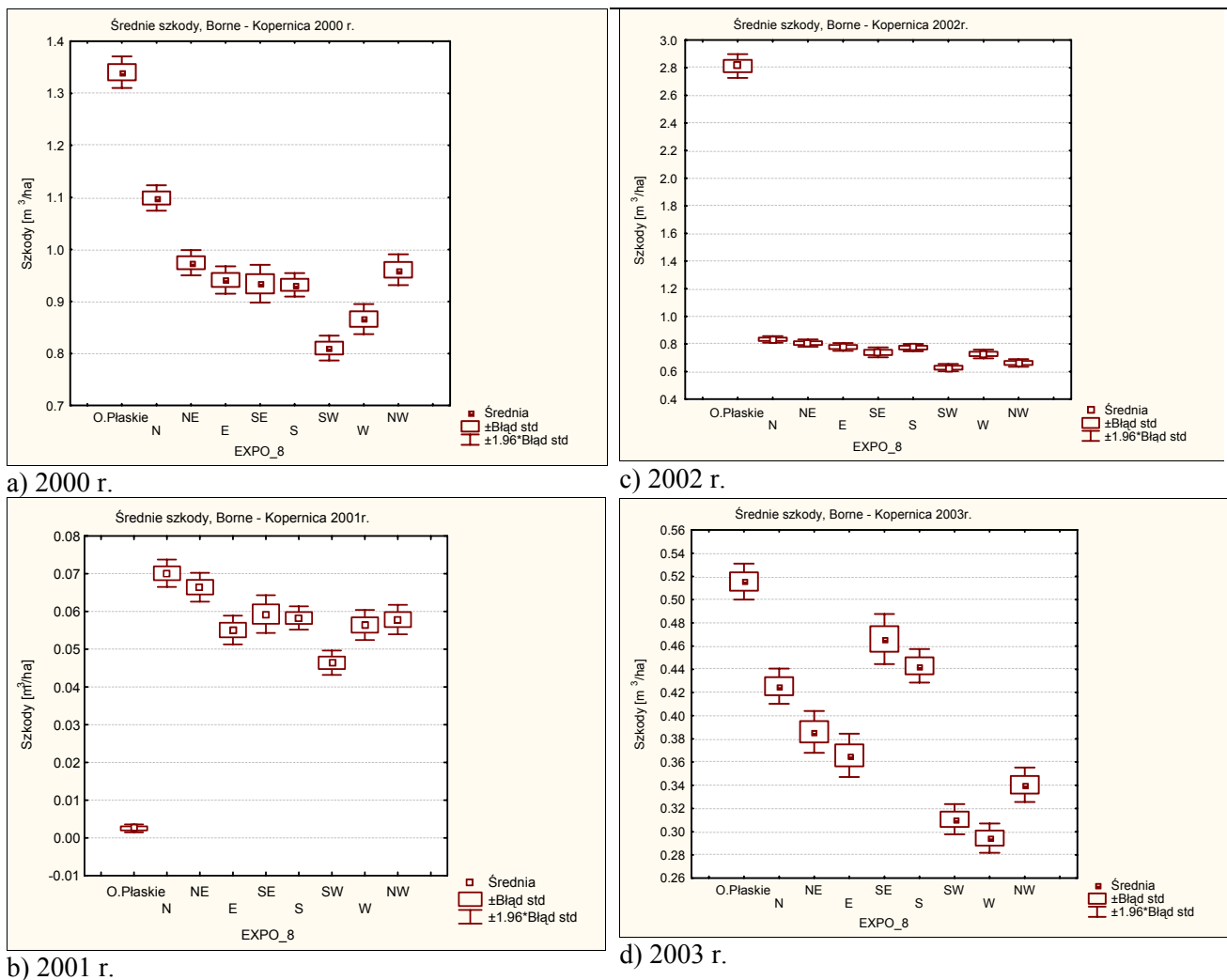
Ryc. 148. Udział szkód w latach 2000 – 2003 na powierzchni badawczej Borne – Kopernica.

Średnia wartość szkód dla obszarów płaskich przewyższała wszystkie podane dotychczas wartości i wyniosła $0,7 \text{ m}^3/\text{ha}$. W szczególności wylesienia na takich obszarach dominowały w 2002 roku dochodząc $1,7 \text{ m}^3/\text{ha}$ (Tab. 75).

Najbardziej zróżnicowanym pod względem występowania szkód na terenach o różnej ekspozycji był rok 2000 (Ryc. 149a) i 2003 (Ryc. 149d). W tych okresach wystąpiły tu największe różnice w średnich szkodach pomiędzy poszczególnymi ekspozycjami (Ryc. 149).



Ryc. 148. Udział szkód w latach 2000 – 2003 na powierzchni badawczej Borne – Kopernica.

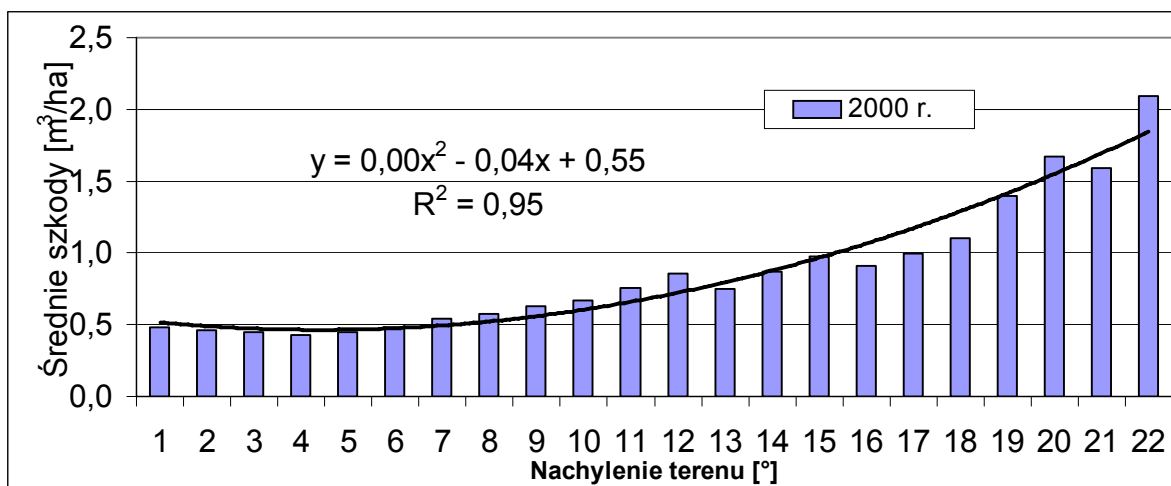


Ryc. 149. Średnie ze szkód w latach 2000 - 2001 dla poszczególnych ekspozycji na powierzchni badawczej Borne – Kopernica.

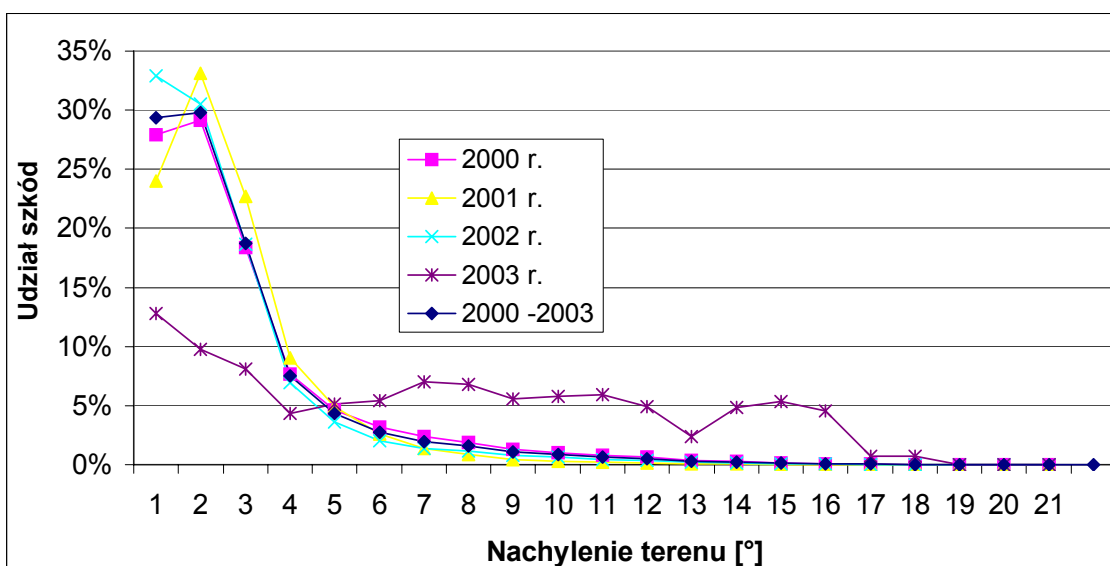
6.6.8 Rozkład szkód terenach o różnym nachyleniu na powierzchni badawczej Borne – Kopernica

Średnie z pozyskania drewna dla roku 2000 zwiększają się wraz ze wzrostem kąta nachylenia terenu. Największe $-2,1 \text{ m}^3/\text{ha}$ - średnie z pozyskania drewna charakteryzowały rok 2000. Takie ilości drewna z 1 ha powierzchni zebrano na terenach nachylonych pod kątem 22° (Ryc. 150).

Udział szkód w latach 2000 - 2002 ma – co widoczne jest na wykresie (Ryc. 151) – mniej więcej taki sam wyrównany przebieg. Krzywe udziałów wylesień maleją wraz ze wzrostem kąta nachylenia terenu. Anomalią w tym układzie jest rok 2003, gdy udziały dla wartości niewielkich, kilkustopniowych nachyleń ($1-4^\circ$) są mniejsze o blisko połowę niż w latach poprzednich a zwiększają znacznie swój udział dla nachyleń terenu z zakresu $6 - 18^\circ$.



Ryc. 150. Średnie szkody na terenach o różnym nachyleniu terenu w roku 2000, na powierzchni badawczej Borne – Kopernica.



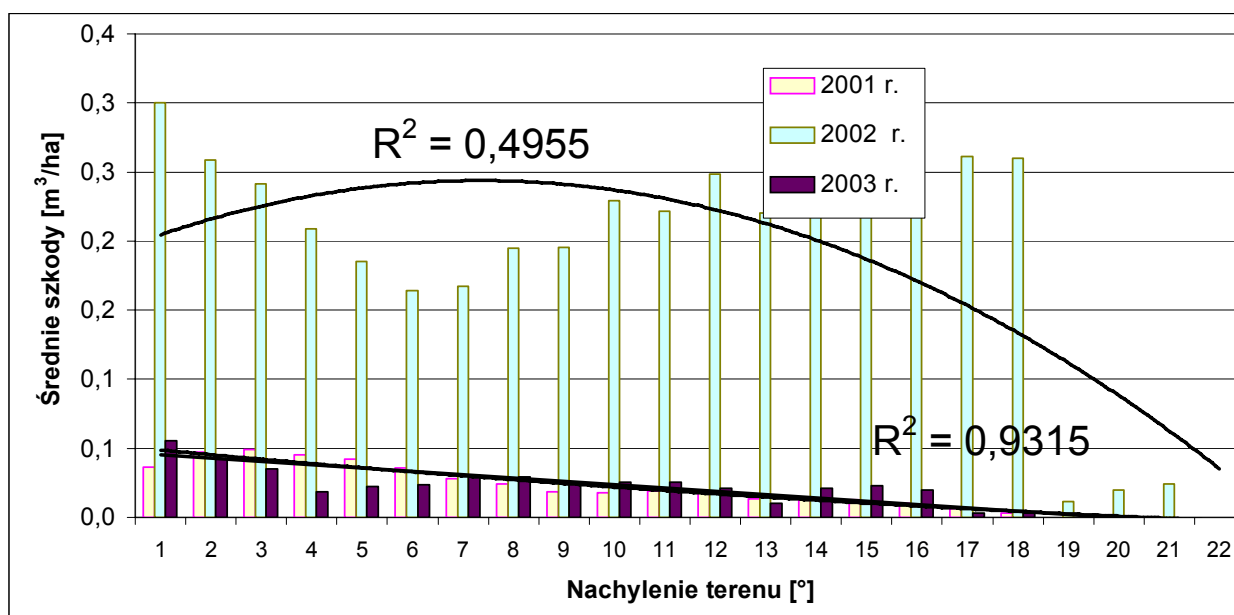
Ryc. 151. Udział szkód na terenach o różnym nachyleniu terenu w latach 2000-2003, na powierzchni badawczej Borne – Kopernica.

Udział szkód w latach 2000 - 2002 ma – co widoczne jest na Ryc. 151 – mniej więcej wyrównany przebieg. Krzywe udziałów wylesień maleją wraz ze wzrostem kąta nachylenia terenu. Anomalią w tym układzie jest rok 2003, gdy udziały dla wartości niewielkich, kilkustopniowych (1-4°) nachyleń są mniejsze o blisko połowę niż w latach poprzednich a zwiększają znacznie swój udział dla nachyleń z zakresu 6 – 18°.

Średnie z pozyskania drewna dla roku 2000 rosną wraz wzrostem kąta nachylenia terenu. Największe - rzędu 2,1 m³/ha - średnie z pozyskania drewna charakteryzowały rok 2000. Takie ilości drewna z 1 ha powierzchni zebrano na terenach nachylonych pod kątem 22° (Ryc. 150).

W latach 2001 i 2003 (Ryc. 152) wystąpiły zależności odwrotne, tzn. średnie szkody mały wraz ze wzrostem nachylenia terenu i utrzymywały się w granicach wartości 0,01 od 0,06 m³/ha. Za

to w roku 2002 wartości średnie malały dla zakresu nachyleń od 1° do 7° (0,3-0,17 m³/ha) a następnie rosły dla zakresu od 8° do 18° (0,19 –0,26 m³/ha) by potem ponownie zmaleć do zera w zakresie 19 - 22°.



Ryc. 152. Średnie szkody w latach 2001 – 2003 na terenach o różnym nachyleniu na powierzchni badawczej Borne – Kopernica.

Na powierzchni badawczej Borne - Kopernica badano wpływ orografii w tym nachylenia terenu występowanie i wielkość szkód spowodowanych przez wiatr. W wyniku analiz przeprowadzonych z użyciem pakietu Statistica 5.0 stwierdzono istotność wszystkich korelacji pomiędzy wielkością szkód a nachyleniem terenu. W analizie krzywej regresji nie stwierdzono natomiast występowania korelacji silniejszej niż $R=0,09$, czyli, wg. klasyfikacji współczynnika korelacji Pearsona (Stanisz 1998) nie występuje tu nawet korelacja nikła. Poziom istotności dla przypadków objętości drewna pozyskanego szkód w przeliczeniu na 1 ha przedstawiono w Tab. 76. Wszystkie korelacje są statystycznie istotne ($p<0,05$), a współczynnik korelacji waha się od minimalnej wartości $R=0,03$ dla roku 2002 do maksymalnej $R=0,09$ w roku 2003.

Tab. 76. Regresja zmiennej zależnej – szkody w latach 2000-2003 dla terenów o różnym nachyleniu na powierzchni badawczej Borne – Kopernica.

Rok	2000	2001	2002	2003
R	0.080	0.076	0.033	0.091
R2	0.006	0.006	0.001	0.008
p<	0.000	0.000	0.000	0.000

6.6.9. Wyniki analizy regresji wielokrotnej NDVI dla sceny IKONOS na powierzchni badawczej Borne – Kopernica

Dla na powierzchni badawczej Borne – Kopernica przeprowadzono analizę skorelowania wskaźnika NDVI z 8.VIII.2003 ze szkodami z lat 2000– 2003 (Zał. D). Badania przeprowadzono dwukierunkowo, analizując zarówno zależność szkód z roku 2003 (stan z dn. 31XII2003) od wielkości wskaźnika NDVI, na podstawie zdjęcia satelitarnego IKONOS (z 8VIII 2003r.) jak i zależność wskaźnika NDVI z drugiej połowy roku 2003 od szkód, które wystąpiły w latach 2000 – 2002.

W pierwszej wersji obliczeń, tj. dla badań korelacji pomiędzy NDVI z roku 2003 a późniejszymi szkodami, wskaźnik biomasy podstawiono jako zmienną niezależną a szkody z końca roku 2003 jako zmienna zależną (Tab. 77). W drugim przypadku postąpiono odwrotnie. NDVI traktowano jako zmienną zależną a szkody z lat 2000-2002 jako zmienne niezależne (Tab. 78 oraz Tab. 79).

Wyniki z analiz były statystycznie istotne dla wszystkich rozpatrywanych lat. Rozrzut wielkości szkód z lat 2000 - 2003 względem wskaźnika NDVI przedstawia Ryc. 153.

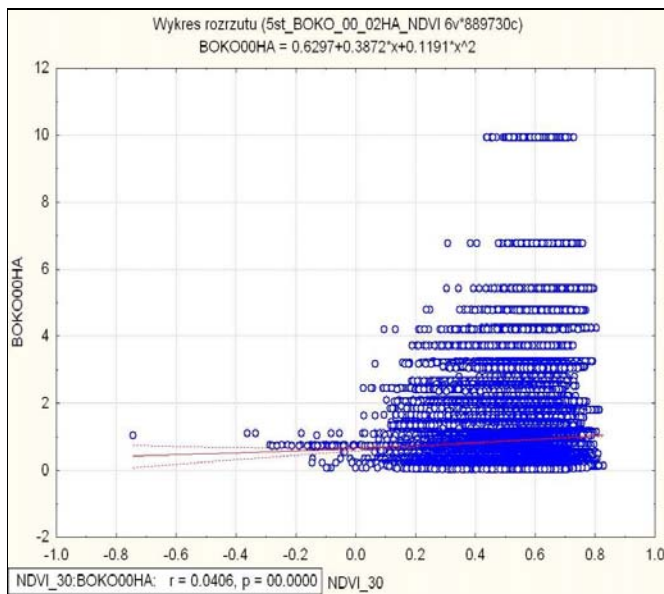
Tab. 77. Regresja zmiennej zależnej NDVI z 8VIII 2003 r. od szkód z lat 2000 – 2002 na powierzchni badawczej Borne – Kopernica.

Szkody w roku	NDVI (vs. 2000)	NDVI (vs. 2001)	NDVI (vs. 2002)
R	0,048	0,18	0,12
R²	0,002	0,032	0,014
p<	0,00	0,00	0,00

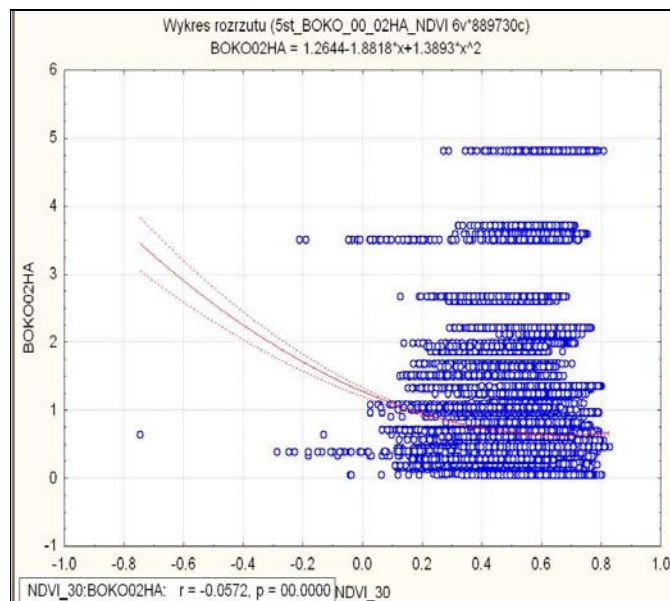
Tab. 78. Regresja zmiennej zależnej: szkód na powierzchni badawczej Borne – Kopernica z końca roku 2003 od NDVI obliczonego z obrazu satelitarnego IKONOS z 8VIII 2003 r.

Szkody w roku 2003	(vs. NDVI 2003)
R	0,23
R²	0,543
p<	0,00

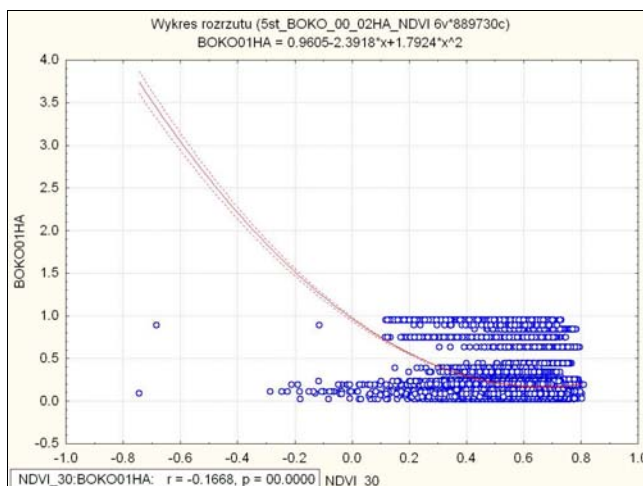
W wyniku analizy krzywej regresji stwierdzono że: W roku 2001 korelacja pomiędzy indeksem NDVI a szkodami na ha powierzchni może być zaliczona do korelacji istotnych i słabych ($p < 0,0000$ i $R_{2001} = 0,18$). Skorelowanie szkód z roku 2002 z indeksem NDVI ($R_{2002} = 0,12$, $p < 0,0000$) jest także zależnością słabą. W roku 2000 nie zanotowano wystarczająco wysokiego współczynnika korelacji, aby mówić o jakiegokolwiek zależności indeksu NDVI z roku 2003 od wielkości szkód ($R_{2000} = 0,05$). Zależność szkód z końca roku 2003 od indeksu NDVI jest statystycznie istotna i zachodzi tu korelacja zaliczana przez Stanisza (1998) do słabych ($R_{2003} = 0,23$ i $p > 0,0000$).



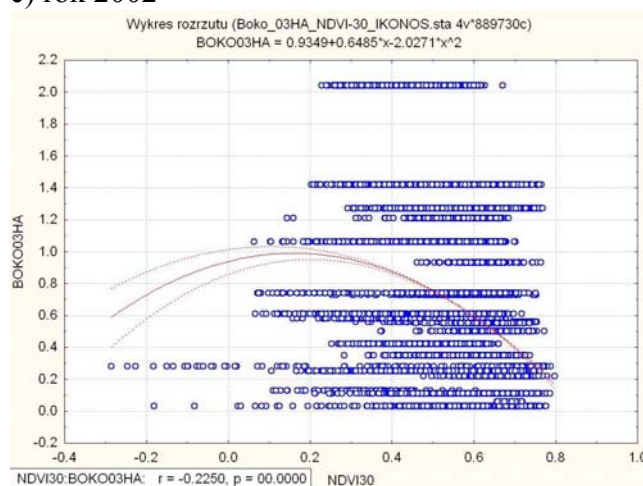
a) rok 2000



c) rok 2002



b) rok 2001



d) rok 2003

Ryc. 153. Rozrzutu wielkości szkód z lat 2000 - 2003 względem wskaźnika NDVI na powierzchni badawczej Borne – Kopernica.

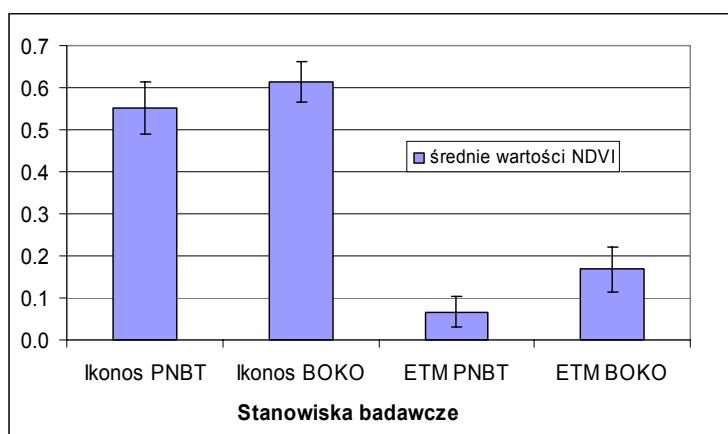
Tab. 79. Zależność pomiędzy wskaźnikiem NDVI a szkodami odwiatrowymi w latach 2000-2003 na powierzchni badawczej Borne – Kopernica.

Rok	Zmienna	N	Średnia	Suma	Minimum	Maksimum	Odch.Std.
2000	Zależna NDVI	417 818	0.58	244 634.4	-0.74	0.83	0.085
	Niezależna Szkodny [m ³ /ha]		0.90	375 244.60	0.03	9.94	1.06
2001	Zależna NDVI	139 757	0.61	84710.79	-0.74	0.81	0.07
	Niezależna Szkodny [m ³ /ha]		0.18	24 987.96	0.02	0.95	0.23
2002	Zależna NDVI	141 987	0.58	83260.20	-0.74	0.83	0.092
	Niezależna Szkodny [m ³ /ha]		0.65	92 336.69	0.04	4.81	0.79
2003	Niezależna NDVI	50 965	0.58	29989.50	-0.28	0.79	0.07
	Zależna Szkodny [m ³ /ha]		0.60	30 733.93	0.03	2.04	0.48

6.6.10 Wpływ szkód na różnorodność i fragmentację powierzchni badawczych PN BT i Borne-Kopernica.

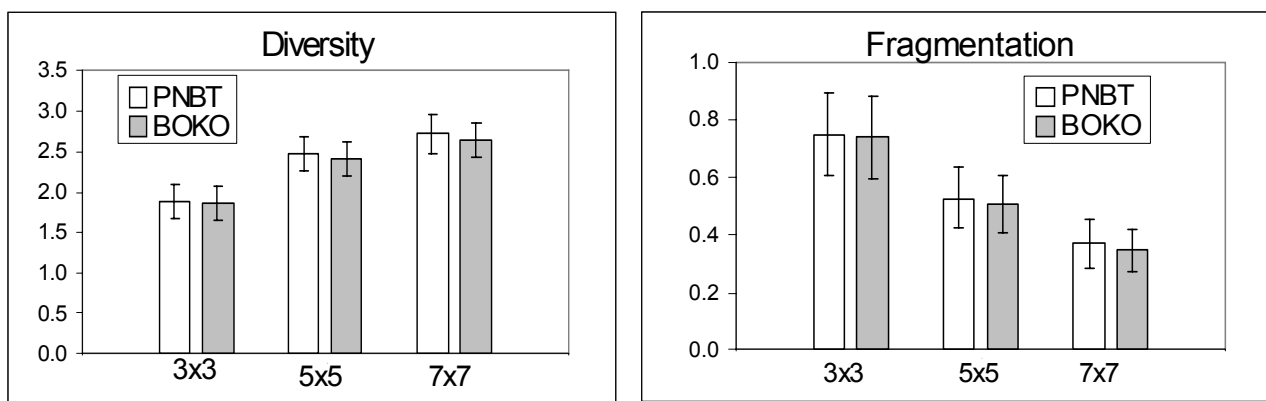
Dla przeprowadzenia tych analiz z obu powierzchni badawczych wydzielono po jednym poligonie próbnym o zbliżonym do siebie areale (80 ha) oraz jednolitej klasie wiekowej drzewostanu (IV klasa wieku). Badanie prowadzono w oparciu o zobrazowanie satelitarne wykonane przez skanery o rozdzielczości dużej (4 m: IKONOS scena z 2003 r.) (Zał. E) i małej (30 m: LANDSAT 7 ETM+ scena z 2000r.) (Zał. F). Różnorodność i fragmentacje obu powierzchni badawczych obliczono wyznaczając w ich obrębie tzw. okna czyli kwadraty obejmujące różną liczbę pikseli. Zastosowano trzy wielkości kwadratów: 3x3, 5x5 i 7x7 pikseli, które analizowano programem Idrisi 14

Na podstawie przeprowadzonych porównań stwierdzono, że powierzchnia zlokalizowana na obszarze parku narodowego odznacza się niższymi wartościami NDVI niż powierzchnie obejmujące lasy objęte intensywnymi zabiegami gospodarczymi. Na obszarze o wysokim statusie ochrony, jakim jest PNBT NDVI - obliczony na podstawie zobrazowania z satelity IKONOS - przekracza wartość 0,55. Na powierzchni intensywnie użytkowanej (Borne – Kopernica) wskaźnik NDVI jest wyższy i wynosi 0,61. Podobną zależność zaobserwować można analizując te same powierzchnie na podstawie zdjęcia z satelity LANDSATA. Jednakże w tym przypadku różnica wartości na korzyść obszarów intensywniej użytkowanych jest nieco większa. Dla parku narodowego średnia wartość NDVI wyniosła 0,07 a dla poligonu na powierzchni badawczej Borne – Kopernica 0,17. Ponadto powierzchnia zlokalizowana w obrębie parku narodowego odznaczała się większą zmiennością wskaźnika NDVI, co potwierdziły analizy porównawcze obu zobrazowań satelitarnych (Ryc. 154).



Ryc. 154. Średnia wartość NDVI i odchylenie standardowe na powierzchniach Park Narodowy "Bory Tucholskie" (PNBT) i Borne Kopernica (BOKO) obliczone na podstawie zdjęć z satelity Ikonos i Landsat ETM+.

Różnorodność i fragmentacja poligonów próbnych z parku narodowego były nieco większe od ich odpowiedników z terenów zlokalizowanych poza obszarem chronionym (Ryc. 155).



a) Różnorodność (Shannon Diversity index)

b) Fragmentacja

Ryc. 155. Średnie wartości wskaźników różnorodności i fragmentacji obliczonych na podstawie wskaźnika NDVI na bazie zdjęcia z satelity IKONOS dla wybranych fragmentów poligonów: Park Narodowy "Bory Tucholskie" (PNBT) i Borne Kopernica (BOKO).

Z analizy histogramów wynika, iż gdy zwiększa się powierzchnia kwadratów (z 9 poprzez 25 do 49 pikseli) to następuje spadek fragmentacji i wzrost różnorodności.

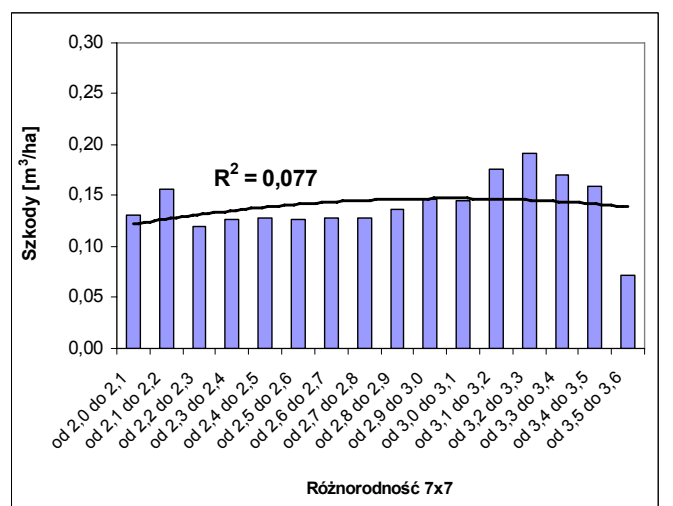
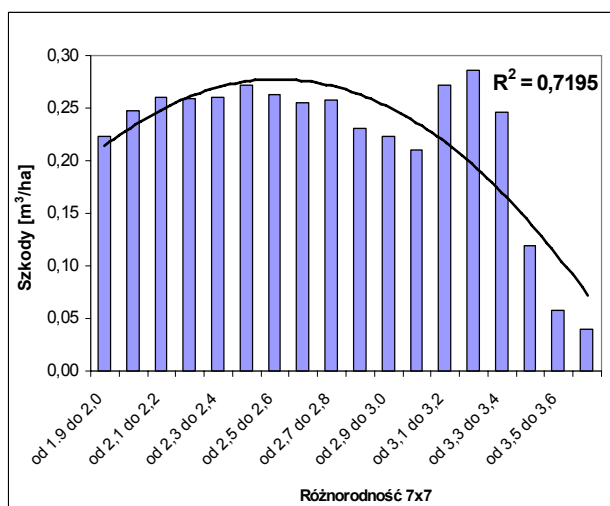
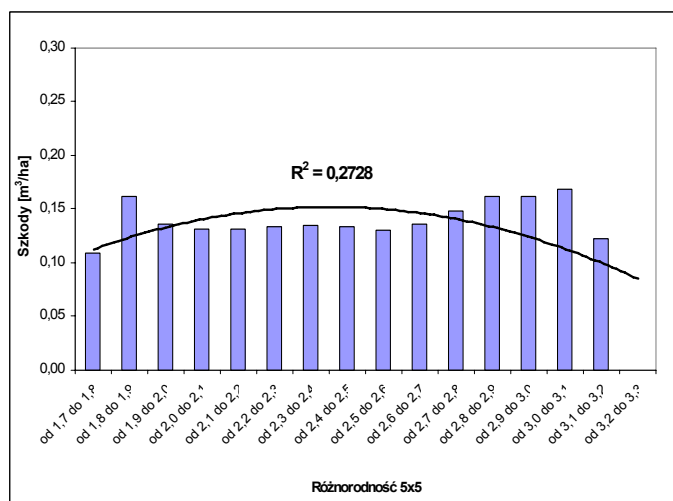
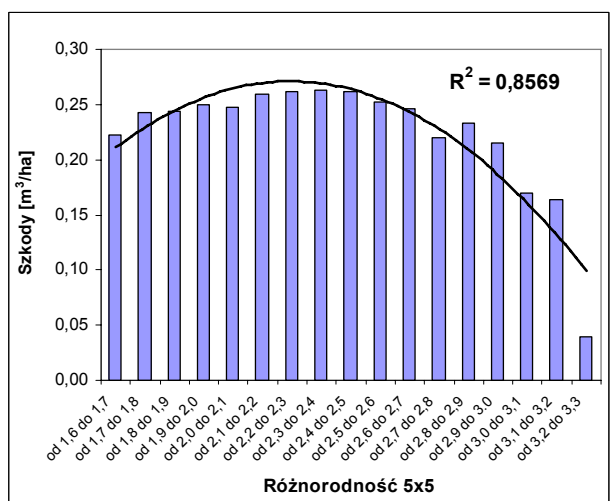
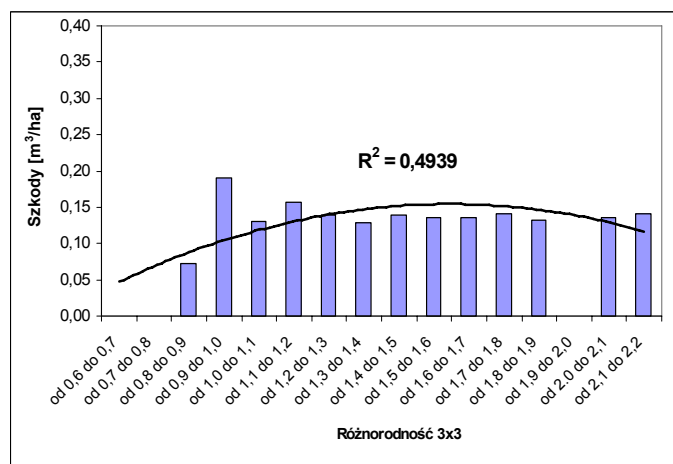
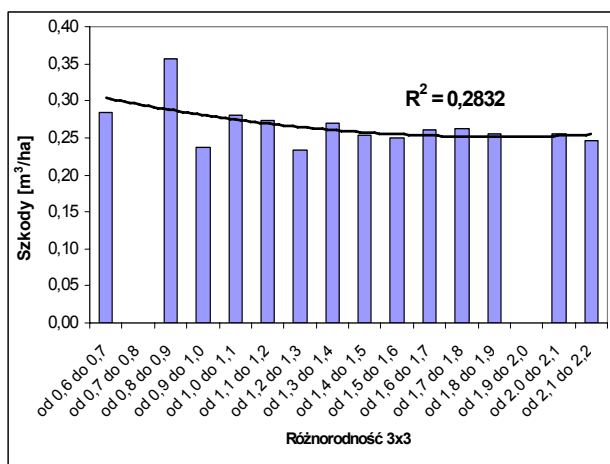
Na tak zarysowanym tle zależność szkód odwiatrowych, występujących po obu stronach jeziora Charzykowskiego, od wskaźników różnorodności i fragmentacji była następująca: większe ilości drewna pozyskano z terenów charakteryzujących się wyższymi wskaźnikami fragmentacji i różnorodności, czyli z powierzchni badawczej Borne – Kopernica niż z terenów Parku Narodowego "Bory Tucholskie". Na obszarze o wysokim statusie ochrony siła zależności (R^2) wielkości szkód od obu wskaźników była mniejsza niż w przypadku terenów użytkowanych intensywniej przez służby leśne. W lasach gospodarczych jedynie w przypadku kwadratu 3x3 pikseli zależność pomiędzy średnimi szkodami z wielolecia a różnorodnością była mniejsza ($R^2=0,5$) od analogicznej parku narodowym ($R^2=0,3$). W pozostałych przypadkach siła zależności na poligonach PNBT nie przekraczała $R^2= 0,27$. Na powierzchni Borne-Kopernica wynosiła natomiast $R^2=0,86$ dla kwadratów 5x5 pikseli i $R^2=0,72$ dla kwadratów 7x7 pikseli (Ryc. 156).

Jeszcze silniejsze zależności wystąpiły pomiędzy wielkością średnich szkód a fragmentacją w obrębie poligonu Borne – Kopernica. Wartości te to $R^2=0,95$ dla kwadratów 5x5 pikseli i $R^2=0,85$ dla kwadratów 7x7 pikseli. Na terenie parku narodowego wartości te były nieco mniejsze lub porównywalne z uzyskanymi lasach gospodarczych. Dla PNBT w przypadku analizy kwadratów 5x5 pikseli $R^2=0,34$, ale dla kwadratów 7x7 pikseli $R^2=0,88$ zaś dla 3x3 piksele $R^2= 0,49$ (Ryc. 157).

Wskaźnik Różnorodności (IKONOS)

a) Borne - Kopernica

b) Park Narodowy "Bory Tucholskie"

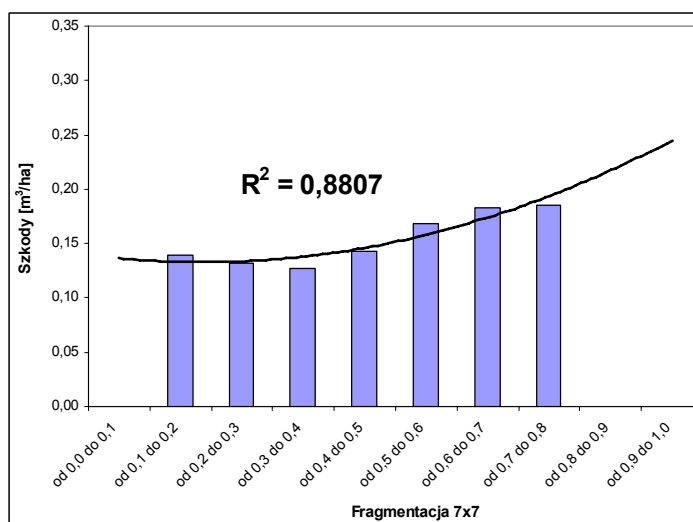
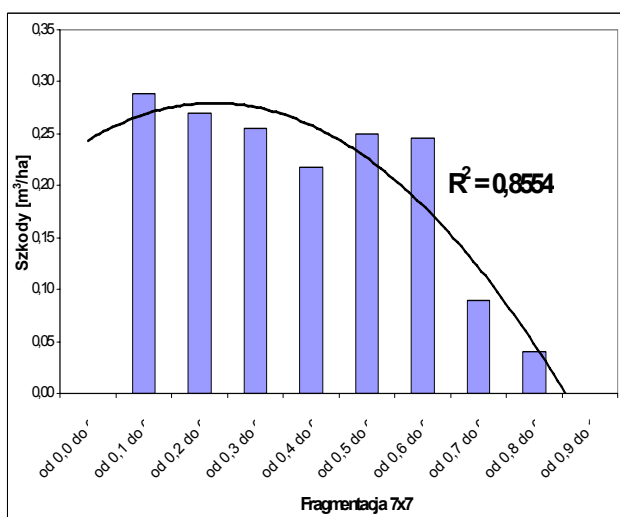
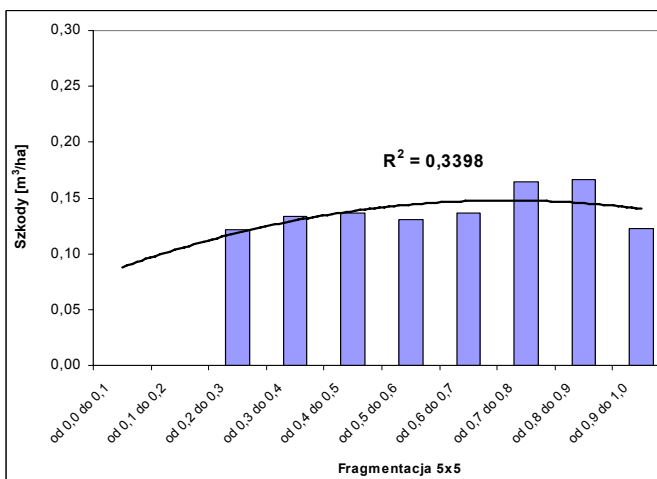
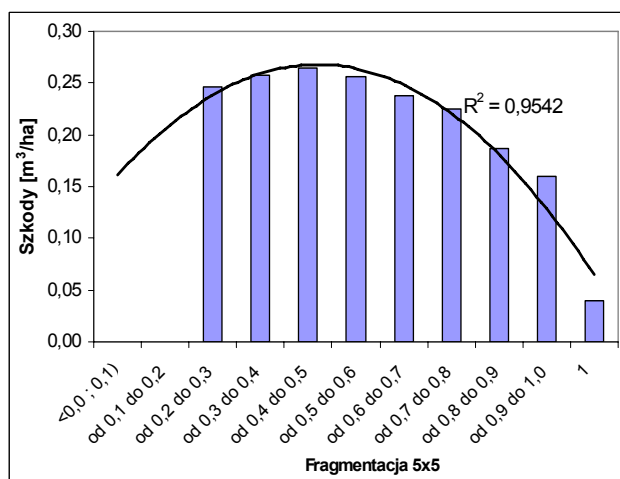
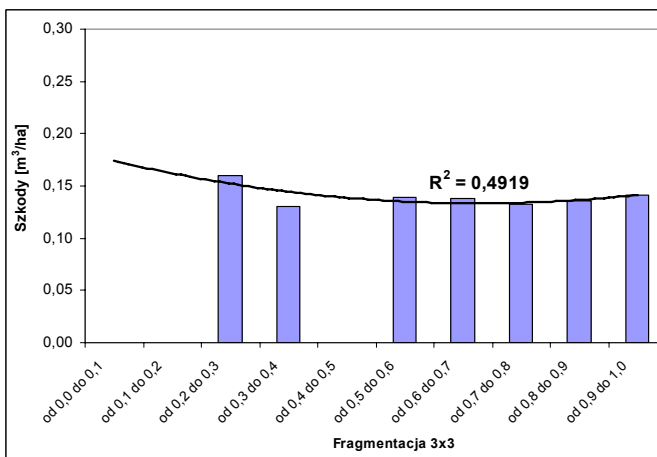
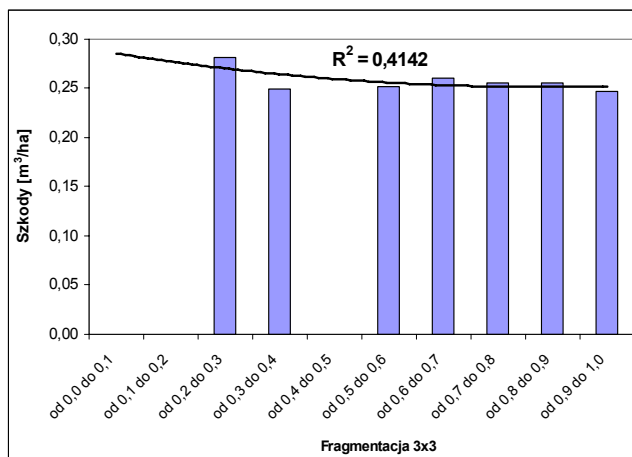


Ryc. 156. Średnie szkody w przedziałach wskaźnika różnorodności Shannona obliczonego na podstawie mapy zmienności przestrzennej NDVI (IKONOS) dla wybranych fragmentów poligonów: a) Borne - Kopernica i b) Park Narodowy "Bory Tucholskie".

Fragmentacja (IKONOS)

a) Borne Kopernica

b) Park Narodowy "Bory Tucholskie"



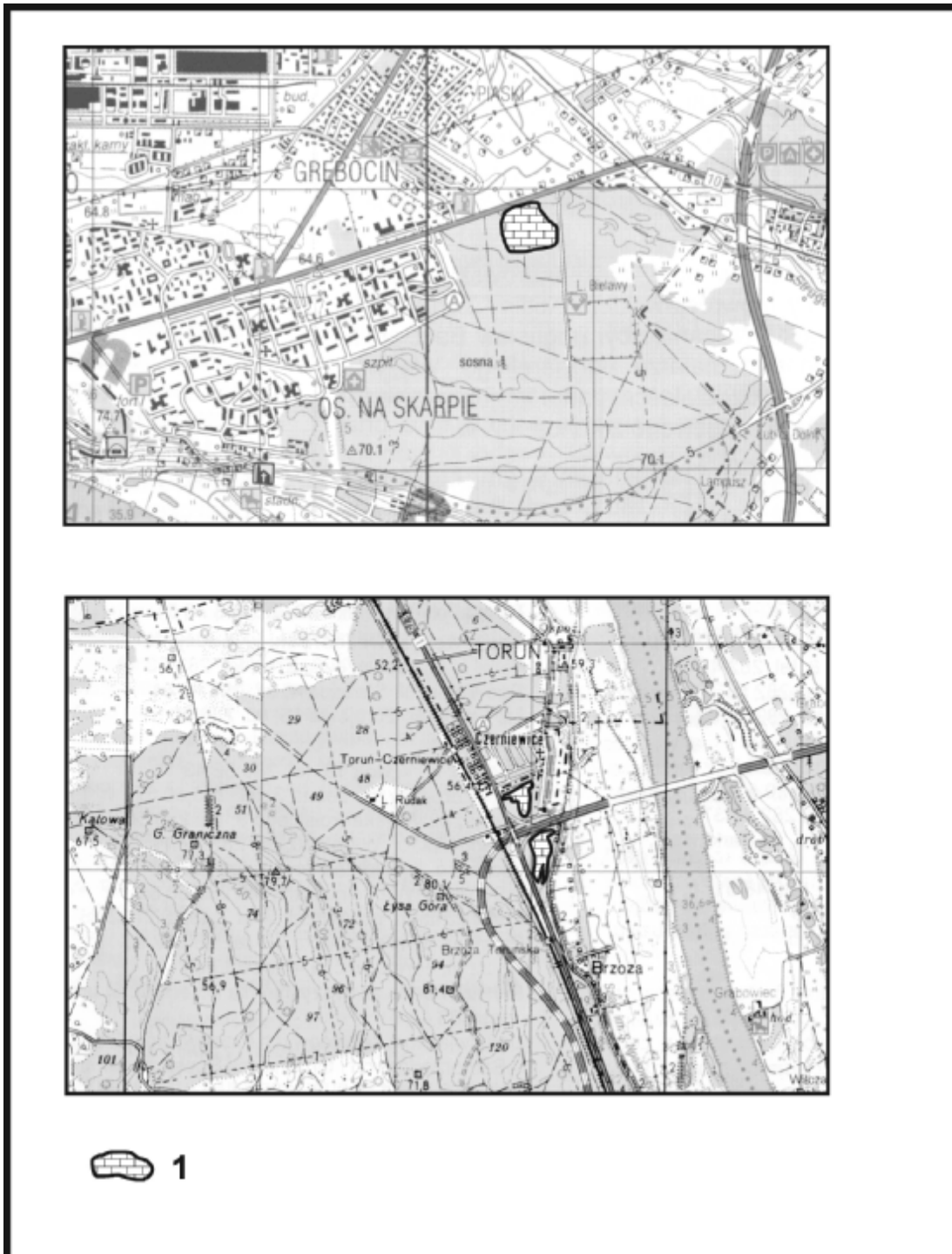
Ryc. 157. Średnie szkody w przedziałach wskaźnika fragmentacji obliczone na podstawie mapy zmienności przestrzennej NDVI (IKONOS) dla wybranych fragmentów poligonów:

a) Borne Kopernica i b) Park Narodowy "Bory Tucholskie".

6.7 Szkody w okolicy Torunia

Szkody od wiatru wystąpiły w dniu 16 lipca 2001r., kiedy to nad obszarem Nadleśnictwa Gniewkowo i Dobrzejewice przeszła bardzo gwałtowna wichura, powodując liczne wykrot , złomy i w konsekwencji znaczne luki w drzewostanach. W dniu tym w okolicach Torunia zanotowano szkody powierzchniowe zlokalizowane w co najmniej 2 miejscach. Na skutek tej samej wichury wystąpiły zniszczenia dużych połaci drzewostanów w dzielnicy Bielawy na prawym brzegu Wisły oraz w rejonie dzielnicy Czerniewice i podtoruńskiej Brzozie w lewobrzeżnej części miasta. Szkody wystąpiły w sąsiedztwie głównych szlaków komunikacyjnych łączących Toruń z innymi regionami kraju. Wystąpieniu tych zaburzeń zmiany konfiguracji terenu w tych okolicach, spowodowane pracami inżynierskimi, przy rozbudowie węzłów komunikacyjnych i poszerzaniu dróg. Spowodowany wichurą z 16 lipca 2001 r. pował lasu, w pobliżu skrzyżowania szosy nr 10 z odcinkiem autostrady A1 był bardzo rozległy (Ryc. 158, mapka górna). Negatywny wpływ prowadzonych inwestycji drogowych był niewątpliwy. Szosa nr 10 była tu poszerzana, co spowodowało dalsze odsłonięcie terenu. Z mapy wynika, że przy północnym kierunku wiatru katastrofa ekologiczna miała miejsce na granicy terenu otwartego i leśnego. Efekt działania wiatru został też wzmożony istnieniem szkółki leśnej w sąsiedztwie katastrofy. Ta część powalonych drzewostanów należała do leśnictwa Bielawy (Ndl. Dobrzejewice (RDLP Toruń)).

Dwie duże powierzchnie wiatrolomowe, które w tym samym czasie powstały na lewym brzegu Wisły na terenie Leśnictw Rudak i Otłoczyn (Ndl. Gniewkowo) związane były bezpośrednio z budową skrzyżowania szosy nr 1 z odcinkiem autostrady A1 (Ryc. 158, mapka dolna). Jedną z powierzchni dotkniętych wiatrolomem była największym obszarem klęski ekologicznej w całym Nadleśnictwie Gniewkowo.



Ryc. 158. Lokalizacja wiatrowałów w rejonie Torunia.
 (1- wiatrołomy powierzchniowe). Mapa górna: dzielnica i leśnictwo Bielawy (N-ctwo Dobrzejewice), mapka dolna: dzielnica Czerniewice (N-ctwo Gniewkowo, leśnictwa Otłoczyn i Rudak).

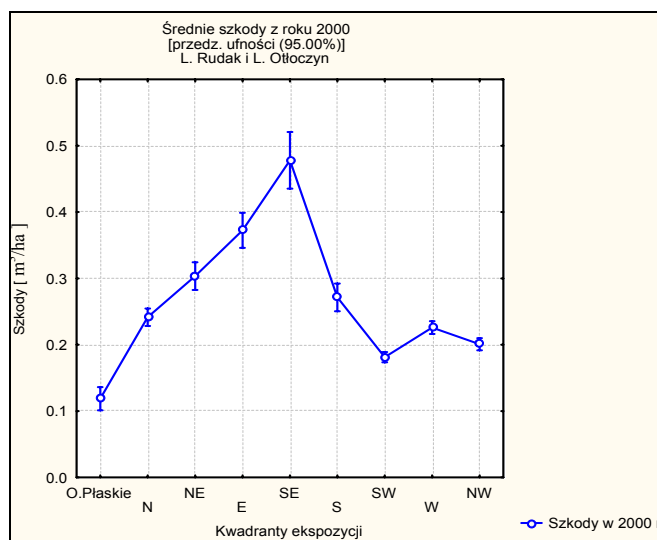
6.7.1 Występowanie szkód według ekspozycji terenu na powierzchni badawczej Rudak-Otłoczyn

Szkody od wiatru badano głównie pod kątem ich występowania w ciągu całego roku 2001, w którym miała miejsce wspomniana katastrofa z dnia 16 lipca nad obszarem Ndl. Gniewkowo. Porównawczo poniżej przedstawiono wyniki oceny szkód z roku poprzedniego tj. 2000.

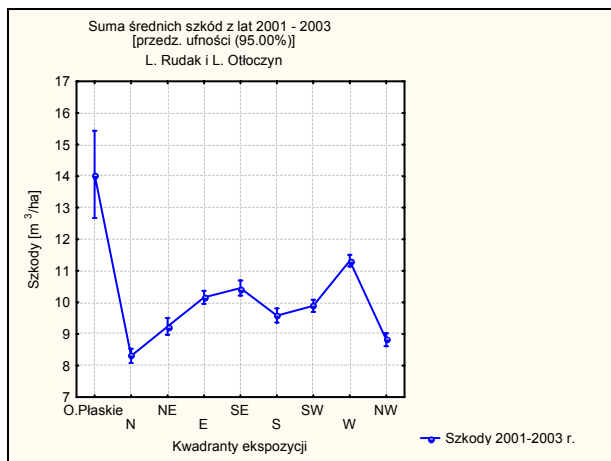
Z danych uzyskanych z analizy Numerycznego Modelu Terenu (ang. DEM) wynika, że w roku 2000 najwięcej szkód wystąpiło na powierzchniach o ekspozycji południowo-wschodniej. Średnio z 1 ha obszaru zaburzonego pododdziału usunięto wtedy $0,48\text{m}^3$ drewna. Najmniej uszkodzeń - bo średnio tylko $0,12\text{ m}^3/\text{ha}$ - powstało na obszarach płaskich. Taki stan można by było uznać za charakterystyczny dla końca 2000 roku i pierwszej połowy roku 2001 (Ryc. 159).

W roku 2001 sytuacja wyglądała już zgoła inaczej. Zsumowane szkody za lata 2001-2003 dominowały na obszarach płaskich. Średnio wyniosły one $14,05\text{ m}^3/\text{ha}$. W przypadkach występowania szkód na terenach o konkretnych ekspozycjach dominowały te, które pozyskano z obszarów o wystawie zachodniej. Objętość uszkodzonego drewna przekraczała tu wartość $11\text{ m}^3/\text{ha}$ (Ryc. 160).

Wyniki obejmują szkody za okres 2001 –2003, ponieważ jeszcze w roku 2002 i 2003 (a nawet w 2004r.) do ewidencji SILP w Nadleśnictwie Gniewkowo trafiały raporty o usuniętych wywrotach i złomach, będących efektem działania wichury z 16 lipca 2001 r. Uznałem więc, że suma szkód za lata 2001 – 2003 odzwierciedla ogrom zniszczeń wyrządzonych przez żywioł.



Ryc. 159. Zależność szkód z roku 2000 od ekspozycji terenu na powierzchni badawczej Rudak-Otłoczyn.



Ryc. 160. Zależność sumy szkód za lata 2001-2003 od ekspozycji terenu, na powierzchni badawczej Rudak-Otłoczyn.

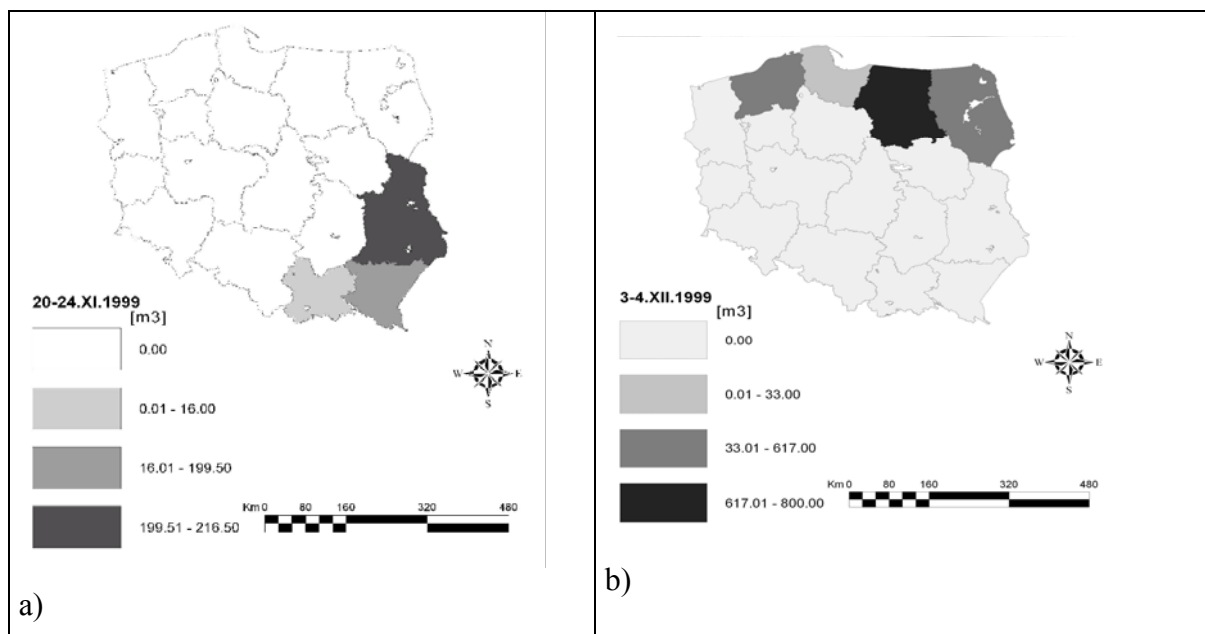
7. Dyskusja wyników

W rozdziale tym omówione zostaną po pierwsze (7.1) szkody odwiatrowe, jakie wystąpiły na obszarze Borów Tucholskich na tle szkód z całej Polski i porównanie do szkód europejskich. W drugiej kolejności (7.2) nakreślone zostaną warunki prawidłowej hodowli leśnej wraz z ich wpływem na odporność drzewostanów na wiatr. Trzecim (7.3) i najważniejszym zagadnieniem będzie ocena wpływu czynników ekologicznych na występowanie szkód w Borach Tucholskich oraz ich porównanie wynikami uzyskanymi przez różnych autorów na innych obszarach.

7.1 Przestrzenno-czasowa zmienność występowania szkód spowodowanych przez wiatr na obszarze Borów Tucholskich na tle szkód w innych regionach Polski i Europy

W ciągu ostatnich kilkunastu lat byliśmy świadkami wielu fal huraganowych wiatrów i trąb powietrznych, które przeszły przez obszar Polski, powodując wymierne szkody gospodarcze. Widać więc wyraźnie zarysowujący się trend zwiększenia rozmiaru i częstości występowania szkód od wiatru w drzewostanach Polski i w lasach Europy (Glanc i Jakubowski 1999; Stocki 2002).

W zimowej porze oprócz wiatrów na drzewostany destrukcyjnie działały także kiśc i burze śnieżne. Wiatry przyczyniały się do takich szkód jak wywracanie i łamanie na różnych wysokościach drzew lub/i nadrywanie ich systemów korzeniowych. Oprócz szkód wyrządzanych w warstwie drzewostanowej, ucierpiały od nich także elementy infrastruktury leśnej jak dachy osad, drogi, przepusty, mosty i inne obiekty inżynieryjne wodno-lądowe, oraz ogrodzenia czy szkółki i uprawy (również w skutek równoczesnych podtopień). W latach 1999–2002 większość przypadków wystąpienia szkód miała miejsce w okresie wiosenno-zimowym. W tym czasie dominującymi na terenie Polski są wiatry zachodnie, szczególnie często występujące na północy naszego kraju pomiędzy październikiem a kwietniem. W wyniku ich działania najbardziej ucierpiały lasy pozostające pod zarządem regionalnych dyrekcji w Białymstoku, Olsztynie, Gdańsk i Szczecinku. Kataklizmy spowodowane przez czynniki abiotyczne dotknęły w tym czasie także inne RDLP położone wzdłuż ściany wschodniej tj. RDLP Lublin i na południe kraju – RDLP Krosno i Kraków (Dzięgielewska 2001; Stocki 2002).

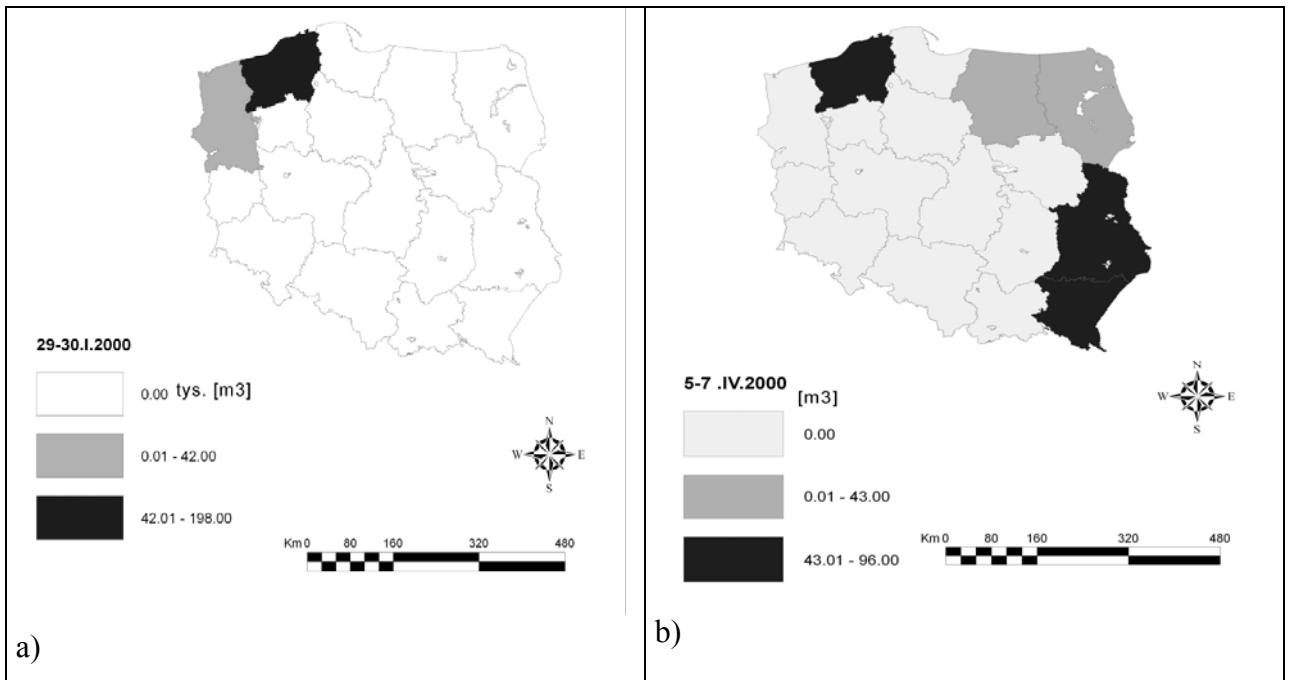


Ryc. 161. Szkody (w tys. m³) wyrządzone przez wiatr w końcu roku 1999 na terenach RDLP w Polsce:
a- w dniach 20-24.XI.1999r. i **b** – 3 – 4.XII.1999 r.

Rok 1999 zapisał się największymi szkodami jesienią i zimą. W okresie od 20 do 24 listopada (Ryc. 161a) na terenie RDLP Lublin pozyskano z wykrotów i złomów 216,5 tys. m³ drewna, a na terenie dyrekcji krośnieńskiej 199,5 tys. m³.

Kolejne fale wietrzne nadciągnęły nad Polskę pomiędzy 3 a 4 grudnia 1999 r., uszkadzając około 2 472 tys. m³ drewna na terenie dziewięciu RDLP (Ryc. 161b). Największe straty odnotowały drzewostany dyrekcji olsztyńskiej – około 800 tys. m³ i białostockiej – ok. 617 tys. m³. Nieco mniejsze szkody, ale też dość znaczne, wystąpiły w tym czasie w RDLP Szczecinek – ok. 502 tys. m³ i Gdańsk – ok. 33 tys. m³ (Stocki 2002). Do pomniejszych szkód dochodziło również w innych Nadleśnictwach - w lutym 1999 roku i tak w nocy z 5 na 6 lutego wiatr uszkodził 150 ha lasu należącego do Ndl. Włoszakowice (RDLP Poznań), z czego z samych 100-letnich drzewostanów sosnowych pozyskano 400 m³ drewna z powierzchni 1,5 ha (Glanc i Jakubowski 1999).

Innym przykładem zniszczeń może być przypadek huraganu, do jakiego doszło w lasach południowo-wschodniej Polski, w Nadleśnictwie Zwierzyniec (RDLP Lublin). Intensywne opady mokrego śniegu i huraganowy wiatr przyczyniły się w dniach 19–20.04.1999 r. do powstania szkód na obszarze ok. 12 tys. ha (70% pow. całego nadleśnictwa). Uszkodzenia gniazdowe i wielkopowierzchniowe (do 1 ha), które miały tu miejsce, wystąpiły w leśnictwach o zróżnicowanym ukształtowaniu terenu. Uszkodzenia wielkopowierzchniowe (1ha–10ha) objęły swym zasięgiem nieliczne - aczkolwiek najbardziej dotknięte klęską leśnictwa. Szacowane pozyskanie drewna wyniosło 45 tys. m³ (Teterycz 1999).

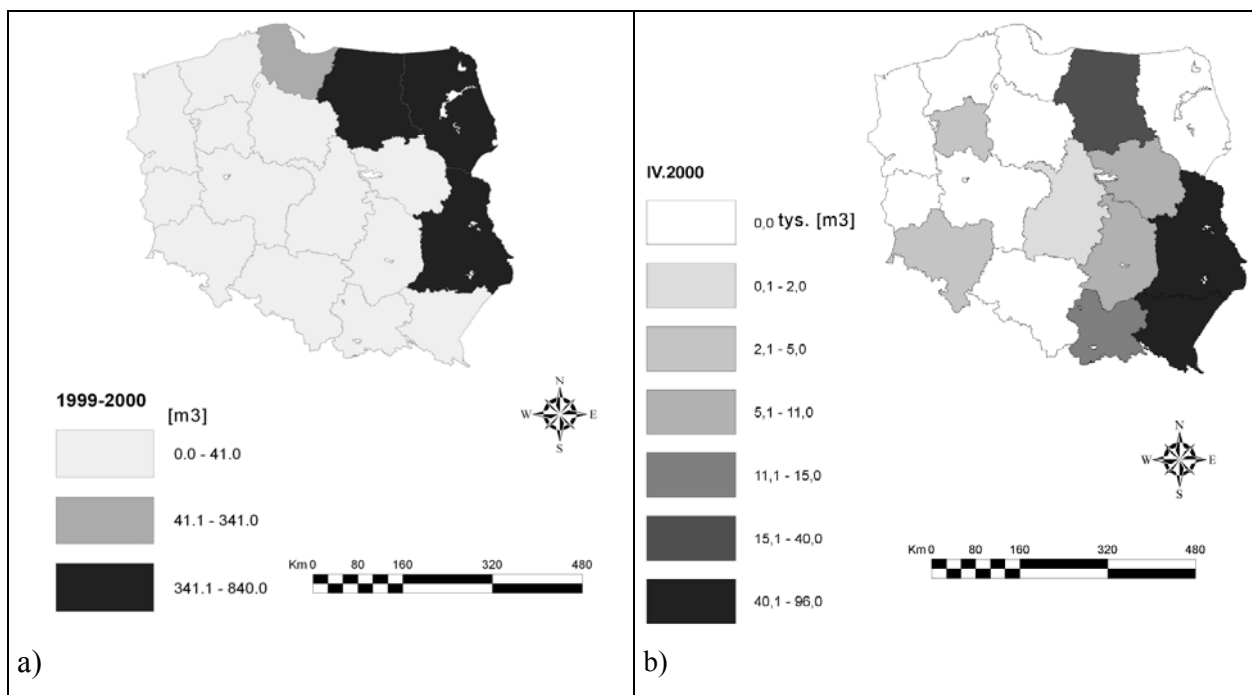


Ryc. 162. Szkody (w tys. m³) wyrządzone przez wiatr na początku roku 2000 na terenach RDLP w Polsce: **a)** 29.I-03.II.2000r., **b)** 5–7.IV.2000 r.

Rok 2000 rozpoczął się od szkód (469 tys. m³) powstałych w ostatnich dnia stycznia (29.I-03.II) na terenie pięciu różnych RDLP, w tym w dyrekcji (Ryc. 162a): Szczecinek (198 tys. m³) i Szczecin (42 tys. m³), a w RDLP Lublin wichura objęła swym zasięgiem obszar 183 tys. ha. Następnie na przełomie lutego i marca 2000 r. w RDLP Katowice odnotowano szkody pohuraganowe i śniegołomowe na sumę 29 tys. m³. W kolejnym wiosennym miesiącu (5–7 kwietnia) wiatr wyrządzając szkody na terenie dwunastu RDLP (Ryc. 162b), „dostarczył” do wyrobienia 393 tys. m³ drewna (w tym m.in. Szczecinek 70 tys. m³) a kilka dni później w białostockiej RDLP wywalił drzewa o łącznej objętości 90 tys. m³ grubizny.

W sumie na przełomie lat 1999/2000 czterokrotne fale wiatrów o charakterze huraganowym, które przechodziły przez teren Polski, uszkodziły 3 765 tys. m³ drewna. Największe szkody wystąpiły w RDLP Olsztyn – 840 tys. m³, Szczecinek – 770 tys. m³, Białystok – 660 tys. m³, Lublin – 548 tys. m³ i Gdańsk – 341 tys. m³ (Ryc. 163a). Szkody ominęły tylko lasy dyrekcji poznańskiej i zielonogórskiej (Stocki 2002).

Równoległe na skutek innych czynników abiotycznych, takich jak: nadmierne opady deszczu ze śniegiem, rozmięczenie górnych warstw gleby i wiatr, uszkodzeniu uległo 96 tys. m³ w drzewostanu RDLP Krosno, 68 tys. m³ w RDLP Lublin, 40 tys. m³ w olsztyńskiej RDLP, 15 tys. m³ w RDLP Kraków i 11 tys. m³ w radomskiej RDLP, a w warszawskiej 8 tys. m³ oraz po 5 tys. m³ we wrocławskich i piłskich RDLP (Ryc. 163b).

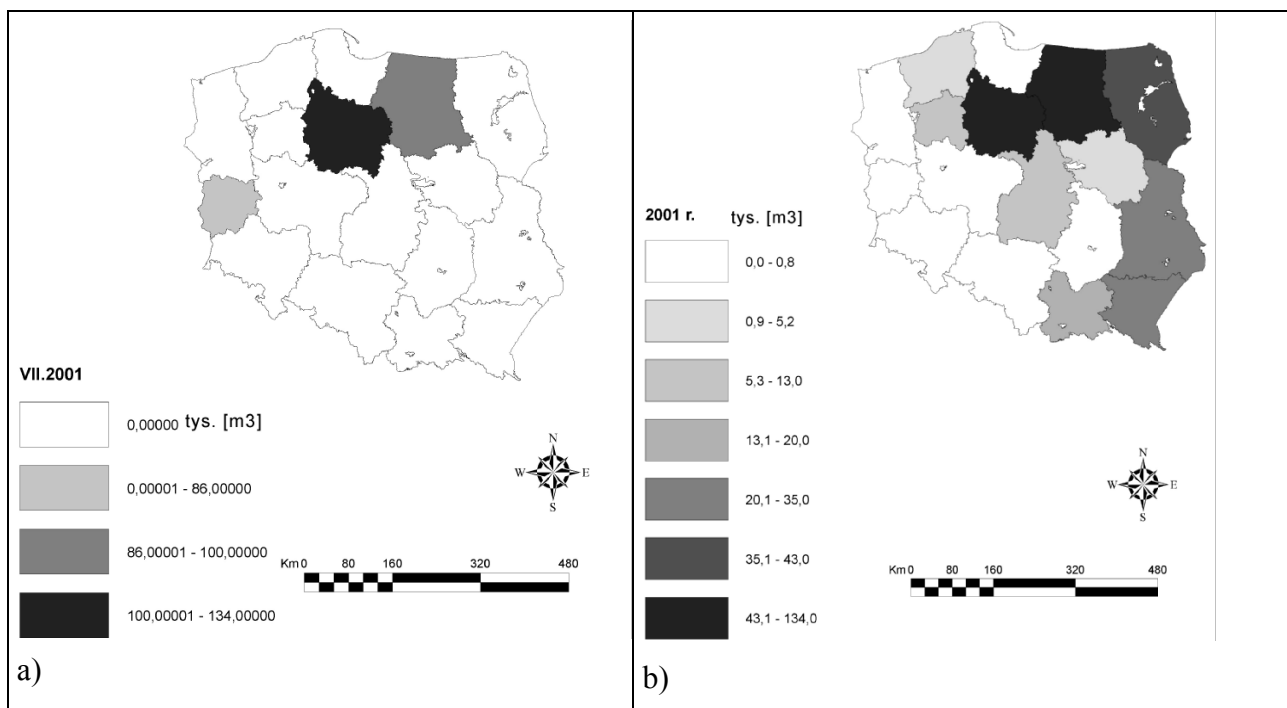


Ryc. 163. Szkody (w tys. m³) na terenach RDLP w Polsce na skutek:

a) - działania wiatru na przełomie lat 1999/2000 wiatru, **b)** - innych przyczyn abiotycznych w pierwszej połowie 2000 r.

W roku 2001 największe zniszczenia przyniosły wichury z lipca (Ryc. 164a). Według Stocznego (2002) najbardziej ucierpiały drzewostany przynależące do: RDLP Olsztyn – 100 tys. m³ i Toruń (134 tys. m³) i Zielona Góra –86 tys. m³ (ryc.4a). Inne lasy, które ucierpiały od wiatrów w roku 2001 to obszary RDLP Białystok 43 tys. m³, Krosno 35 tys. m³, Lublin 30 tys. m³ i Kraków 20 tys. m³ (Dzięgielewska 2001) (Ryc. 164b).

Do ciężkich uszkodzeń drzewostanów iglastych doszło na przełomie lat 2000 i 2001 na terenie Nadleśnictwa Jamy (RDLP Toruń). Występująca w okolicach Świąt Bożego Narodzenia i Nowego Roku okiść wyłamała tu i wyrwała około 35 tys. m³ drewna, co stanowiło ponad połowę etatu Nadleśnictwa. W ponad pół roku później, tj. w dn. 13–16 lipca, doszło do dalszych strat. Na skutek huraganowych wiatrów i trąby powietrznej, które przeszły nad terenami Nadleśnictwa, uszkodzeniu uległo 4,9 tys. m³ drewna. Szkody objęły głównie gatunki iglaste, chociaż wiatr wyłamał również najbardziej dorodne sztuki buka, dębu i brzozy, które wyrastały ponad okap zwartego drzewostanu (Gust 2001).



Ryc. 164. Szkody (w tys. m³) na terenach RDLP w 2001 r.:

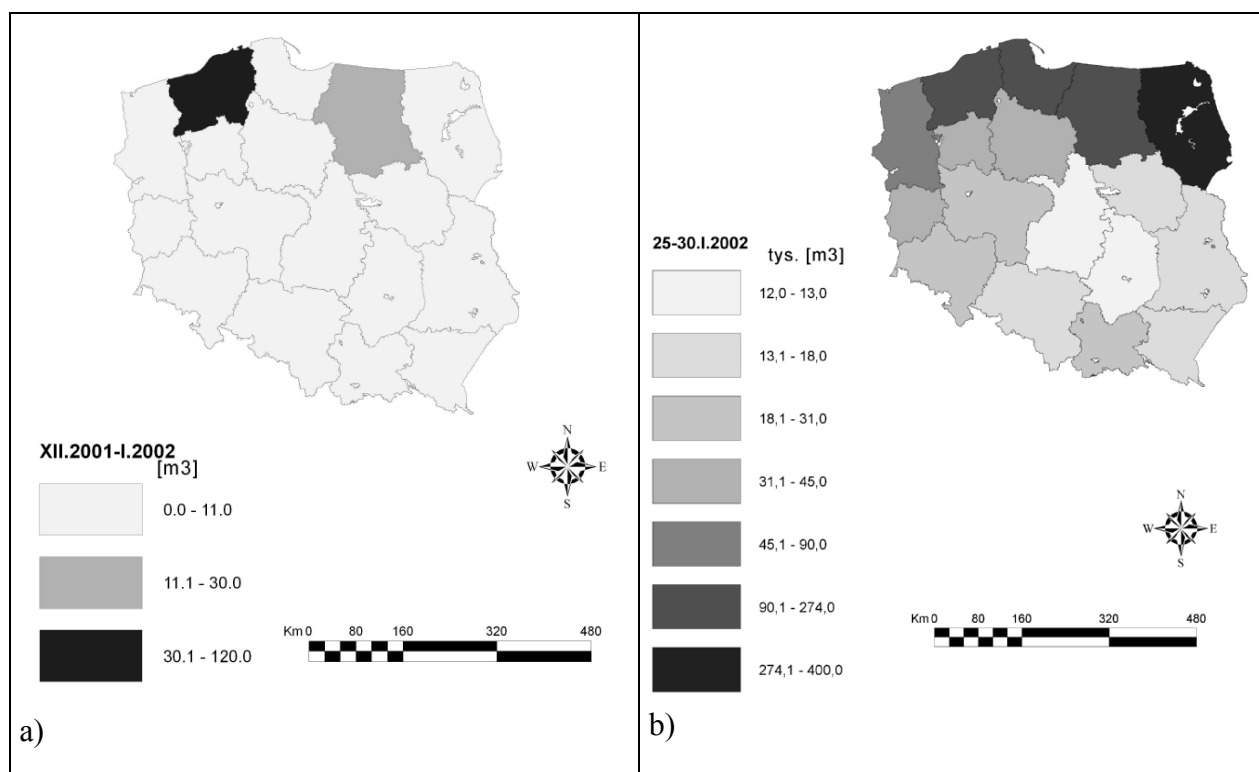
a) wyrządzone przez wiatr w lipcu roku 2001 **b)** oraz w przeciągu całego roku 2001 na obszarze całej Polski.

Znacznymi stratami zaznaczył się też sierpień 2001 roku w Nadleśnictwie Lubartów (RDLP Lublin), kiedy to w ciągu zaledwie 15 minut dziesiątego sierpnia burzowa nawałnica połączona z gwałtownym wiatrem spustoszyła 1550 hektarów lasu. Zniszczeniu uległo wtedy około 27 tys. m³ drewna. Ucierpiały zarówno sosny, jak i dęby czy brzozy, wyrwane z korzeniami bądź łamane na różnych wysokościach. Zdecydowanie mniej szkód odnotowano w drzewostanach młodszych. Wystąpiły zarówno pojedyncze szkody, jak i o charakterze powierzchniowym do 0,5ha, a także takie, które miały kształt gniazd i smug o wymiarach od 20 do 80 m (Kołodziejczyk 2001).

Początek roku 2002 (XII. 2001/I. 2002) leśnicy zapamiętają jako szczególnie obfity w szkody w części północnej i wschodniej obszaru naszego kraju (Ryc. 165a). Szkody w postaci wiatro- i śniegołomów wystąpiły szczególnie w lasach RDLP Szczecinek – 120 tys. m³, Olsztyn – 30 tys. m³ i Gdańsk – 11 tys. m³ oraz Krosno (4 tys. m³) i Lublin – 1 tys. m³.

W końcowych pięciu dniach stycznia 2002 r. (Ryc. 165b) lasy polskie dotknęła także wichura przechodząca nad Europą Zachodnią. Wiatr wiejący z maksymalną prędkością 140 km/h powalił około 1 415 tys. m³ masy drzewnej na terenie całej Polski. Szacunkowe straty Stocki (2002) ocenił na największe w drzewostanach RDLP: Białystok – ok. 400 tys. m³, Gdańsk – 274 tys. m³, Szczecinek – 210 tys. m³ i Olsztyn ok. 200 tys. m³, a więc znów na terenach Polski północnej. Pozostałe lasy, pozostające pod zarządem innych państwowych dyrekcji regionalnych ucierpiały w mniejszym

stopniu. Ocenia się, że po dokładnym wyliczeniu wyrobionej po klęsce grubizny straty mogły wzrosnąć nawet do 2 mln. m³.



Ryc. 165. Szkody (w tys. m³) na terenach RDLP z przełomu lat 2001 / 2002: **a)** XII. 2001 – I. 2002, **b)** 25 – 30.I. 2002 na obszarach RDLP w całej Polsce.

Nikt jednak nie spodziewał się takiego kataklizmu i klęski jakie nastąpiły w lipcu 2002 roku, kiedy to przez lasy północno – wschodniej części Polski przeszedł huragan o niespotykanej dotąd sile. Był on związany z przechodzącym nad Europą frontem atmosferycznym, któremu towarzyszyły gwałtowne burze i ulewy, spadek temperatury i huraganowy wiatr wraz z trąbą powietrzną. Nad zachodnie rubieże Polski nawałnice dotarły w nocy z 3 na 4 lipca 2002 roku. Kataklizm przemieszczał się w kierunku północno – wschodnim niszcząc drzewostany puszczy: Kurpiowskiej, Boreckiej, Piskiej oraz w mniejszym stopniu Puszczy Augustowskiej i Romnickiej. Straty szacowano na około 4 mln m³ drewna, z czego 1,5 mln m³ zostało powalone na ziemię i wymagało natychmiastowej interwencji, tj. usunięcia z lasu. Było to konieczne ze względu na możliwość wystąpienia gradacji szkodników i na mogące się jeszcze pogłębić straty cennego drzewnego surowca. Powierzchnię jaką objął swym zasięgiem kataklizm oceniano na około 33 tys. ha, w tym do całkowitych zniszczeń lasu doszło na powierzchni 17 tys. ha (Trzaskowski 2002).

Z przedstawionej powyżej sytuacji za okres 1999–2002 wynika, że bardzo silne wiatry, odznaczające się dużą „siłą rażenia” nawiedzały głównie lasy Polski północnej, północno-wschodniej i wschodniej. Obszar Borów Tucholskich był tu wymieniany z rzadka lub w ogóle, co dowodzi tego,

że szkody wyrządzone przez wiatr na analizowanym terenie nie były aż tak istotne, by znaleźć się w raportach publikowanych przez służby leśne. Tezę tę potwierdzają wyniki przedstawione w rozdziale 6.1.1, wśród których maksymalne szkody dla obszaru Borów (z lat 1998–2002) na poziomie 347,9 tys. m³ w roku 2000 można porównać z pozyskaniem drewna ze zniszczeń z przełomu lat 1999/2000 w całej dyrekcji gdańskiej (341,0 tys. m³). Nie da się ich jednak porównać z wynikami przewyższającymi je dwu lub prawie trzykrotnie jak to miało miejsce w przypadku regionalnych dyrekcji w Białymstoku (660 tys. m³), Szczecinku (770 tys. m³) czy Olsztynie (840 tys. m³). Faktycznie tak wysoko notowane szkody były pokłosiem huraganu „Lothar”, który przeszedł nad północną i północno-wschodnią Polską właśnie w końcu 1999 roku. Szkody lokujące źródło ich przyczyny w tym katastrofalnym wietrze, zanim dotarł do Polski nawiedził także Europę zachodnią, w Borach Tucholskich, odzwierciedliły się głównie w statystykach Nadleśnictw należących do RDLP Szczecinek (156 tys. m³). Do dyrekcji tej należą obszary lasów położone w skrajnie zachodnich obszarach Borów Tucholskich, gdzie w latach 1998–2002 doszło w sumie do największej liczby szkód (251 tys. m³). Borowiackie obszary należące do RDLP w Szczecinku w roku 2000 charakteryzowały się o blisko połowę większą objętością pozyskanego ze szkód drewna niż miało to miejsce na terenie dyrekcji gdańskiej (81 tys. m³). Były to jednak tylko obszary leżące w granicach Borów Tucholskich, natomiast z wszystkich lasów tejże dyrekcji uzyskano 341 tys. m³ surowca drzewnego ze szkód wyrządzonych przez wiatr na przełomie lat 1999 i 2000.

Wyniki te znajdują potwierdzenie w kilku zestawieniach i wyodrębnieniach regionów Polski o różnym stopniu obciążenia wiatrem. Pomimo tego, że kraj nasz jest niezbyt rozległy, charakteryzuje się zróżnicowanymi warunkami klimatycznymi, wynikającymi z położenia na styku wpływu morskich i kontynentalnych mas powietrza. Te zaś mają wpływ nie tylko na szatę roślinną, ale i na wynikającą z jej zróżnicowania produkcję drzewną. Wspomniane wyżej różnice w rodzajach klimatów panujących nad terytorium kraju zdeterminowały powstanie klasyfikacji przyrodniczo-leśnej, uwzględniającej takie zmienne jak: warunki klimatyczne, skład gatunkowy gleb, florę i warunki geomorfologiczne (Zajączkowski 1990). Uwzględniając wpływ czynników abiotycznych (wiatr i śnieg) na dobór zabiegów hodowlanych sprzyjający stabilizacji drzewostanów i ochronie przed ich szkodliwą działalnością, opracowano mapę terenów Polski o różnym stopniu obciążenia wiatrem. Posłużono się tu normami spreparowanymi w „Polskim Komitecie Normalizacji, Miar i Jakości” (za Zajączkowskim 1990) dotyczącymi obciążeń wiatrem [Norma PN – 77/B-02011] oraz śniegiem [Norma PN-80/B –02010]. Charakterystyczną wartością przyjętą w wyżej wymienionej normie jest V_k , czyli średnia dziesięciminutowa prędkość wiatru na wysokości 10 m nad poziomem gruntu w terenie otwartym. Może ona być przekroczona średnio jeden raz w ciągu pięćdziesięciu lat. Według tejże normy teren Polski objęty jest trzema strefami obciążenia wiatrem (Ryc. 166). Pierwsza (I),

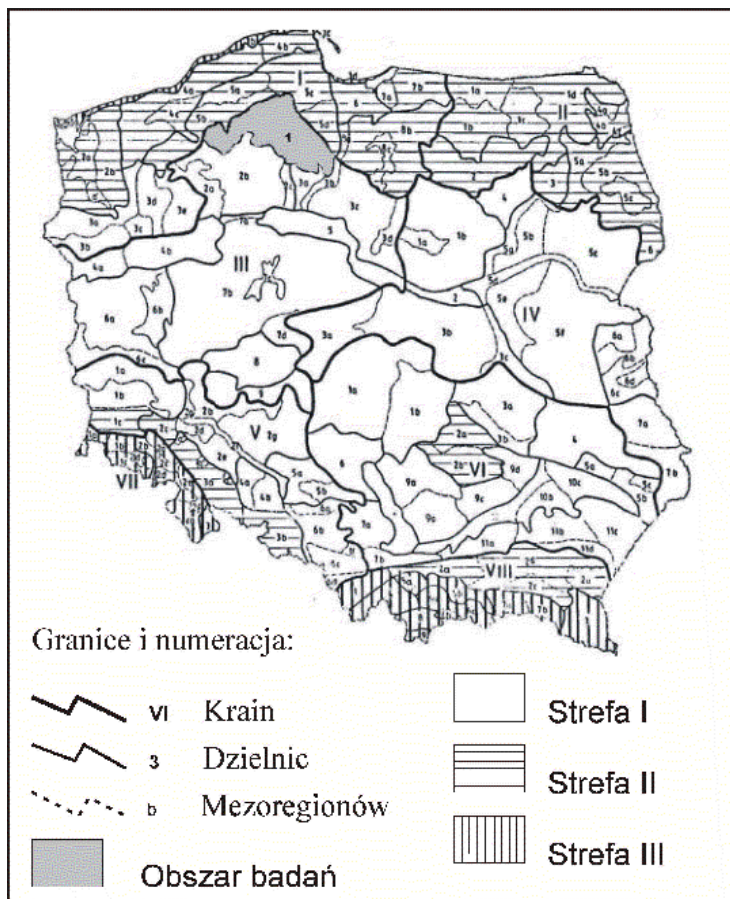
najbardziej rozległa strefa, obejmuje większą część kraju (w tym dzielnicę Borów Tucholskich) z wyjątkiem Łysogór, należących już do strefy drugiej (II). Druga zaczyna się od brzegu Morza Bałtyckiego i sięga do grzbietowej partii wzniesień Pojezierza Pomorskiego, oraz obejmuje także niewielki pas lądu wokół Zatoki Gdańskiej. Strefa trzecia (III) rozciąga się od szczytowych partii Karpat Polskich i Sudetów po północne granice Pogórza Karpackiego i Przedgórze Sudeckiego. Wartości V_k , dla poszczególnych stref są następujące: V_k w [m/s] w strefie I – do 20, w II – od 24 do 30, w III – od 24 do 47 ([PN – 77/B-02011]). Dostatecznie natężone szkody w północno-wschodniej i wschodniej Polsce wybiegają poza ramy przyjętych norm mówiących o natężeniu i najmniejszym obciążeniu wiatrem tych rejonów kraju.



Ryc. 166. Obciążenie wiatrem terenu Polski [PN-77/B-02011] (wg. Zajązkowskiego 1991).

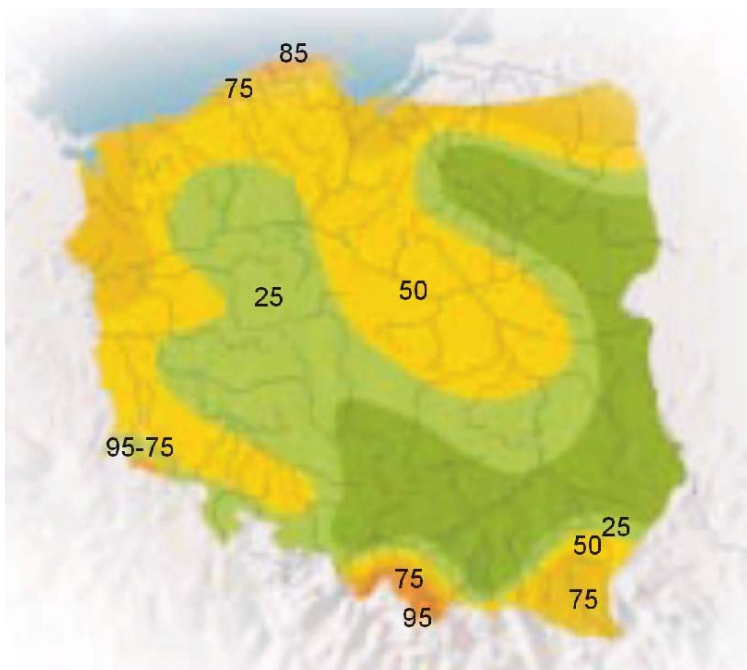
Dopiero analizy i badania Radomskiego (1973) potwierdzają zaobserwowane w ostatnich czasach zjawisko występowania porywistych wiatrów w rejonie mazurskim i białowieskim, a także na Pojezierzu Pomorskim. Strefa określana przez polską normę [PN – 77/B-02011] jako II, występująca na północy Polski, została poszerzona w oparciu o regionalizację przyrodniczo leśną Trampiera i in. (1986) o dzielnice: Żuław Wiślanych, Elbląsko-Warmińską i pojezierza Iławsko-Brodnickiego w Krainie Bałtyckiej, oraz o dzielnice 1. Pojezierza Mazurskiego, 2. Równiny Mazurskiej, 3. Wysoczyzny Kolneńskiej, 4. Puszczy Augustowskiej, 5. Wysoczyzny Białostockiej, oraz 6. Puszczy Białowieskiej w Obrębie krainy II Mazursko-Podlaskiej (Ryc. 167). Strefy I i III właściwie nie wzbogaciły

się o inne tereny i pozostały bez specjalnych zmian w porównaniu do podziału według Polskiej Normy [PN – 77/B-02011]. Sam Radomski (1973), na podstawie wcześniejszej regionalizacji klimatycznej z 1948 roku wprowadzonej przez Gumińskiego (za Zajączkowskim 1991), podaje, iż bardzo silne wiatry charakterystyczne są dla Pojezierza Pomorskiego, Niziny Szczecińskiej, Pobrzeża Kaszubskiego i Mazur (co stanowi 20% wszystkich obserwacji wiatrów na tych terenach). Znajduje to potwierdzenie w wynikach podanych na początku tego podrozdziału, iż w RDLP Szczecin i Szczecinek wystąpiły znaczne szkody związane z działalnością wiatrów na początku roku 2000. Także należąca w większości swojego zasięgu do strefy III obciążenia wiatrem RDLP Katowice (głównie drzewostany górskie w Beskidach: Żywieckim i Śląskim), odnotowały w tym czasie poważne szkody - choć jednak mniejsze niż na północy kraju. Prognozy występowania zagrożenia ze strony bardzo mocnych wiatrów, przewidywane w wyżej wspomnianym podziale opartym na opracowaniu Trampiera i in. (1986, 1990) sprawdziły się w przypadku terenów Puszczy Piskiej czy Białowieskiej w pamiętnym roku 2002. Wtedy to na początku wymienionego roku jak i w jego II połowie wiatr poczynił znaczne szkody właśnie w obszarach północno-wschodnich (Mazury) oraz pojeziernych Polski północnej (Pojezierze Pomorskie). Notowania ostatnich lat nie znajdują natomiast do końca potwierdzenia w wynikach badań Radomskiego (1973) dotyczących Wyżyny Lubelskiej, którą wraz z wschodnią częścią Niziny Mazowiecko-Podlaskiej określa on jako wyjątkowo spokojną krainę (ponad 5% wszystkich obserwacji). W podanych powyżej wynikach co jakiś czas pojawia się bowiem teren RDLP Lublin, gdzie dochodziło w ubiegłych latach do szkód spowodowanych w drzewostanie przez wiatr. Szczególne piętno odcisnęło się na tym terenie w kwietniu i listopadzie 1999 roku, na przełomie lat 1999/2000 oraz w lipcu i sierpniu 2001. Nie brał też pod uwagę Radomski (1973) – bo z racji następstwa czasów nie znał – najnowszych badań wykonanych przez Lorenc (1996), lub badał bardziej występowanie wiatrów o prędkościach największych, a nie występowanie trąb powietrznych.



Ryc. 167. Strefy zagrożenia przez wiatr (wg. Trampler 1986) – zmienione.

Wyżej wspomniane zjawiska atmosferyczne zwane trąbami, występują w porze letniej, z największym prawdopodobieństwem ich pojawienia się na obszarze części wyżynnej kraju (np. Wyżyna Lubelska) oraz na pograniczu mazowiecko-podlaskim. Ten ostatni region był zaliczany przez autora opracowania z lat wcześniejszych (Radomski 1973) do rejonów rzadko nawiedzanych przez wiatry wiejące ze znaczną prędkością. Według najnowszego opracowania, jakim jest raport z 2003 roku wykonany dla Guy Carpenter przez prof. Lorenc, głównymi strefami w Polsce zagrożonymi największym prawdopodobieństwem wystąpienia wiatru o maksymalnych prędkościach są: rejon zachodniego wybrzeża od Jarosławca do Rozewia oraz Pobrzeże Słowińskie (czyli północny skraj strefy II wg [PN – 77/B-02011]), a także i tu co ciekawe obszar głęboko wcinającego się klina od środkowego wybrzeża poprzez Żuławy po Nizinę Mazowiecką. Oczywistymi terenami z bardzo silnym wiatrem są wymienione w raporcie rejon: Karkonoszy, Beskidów (Śląskiego i Żywieckiego) oraz w mniejszym zakresie Bieszczad i oczywiście Tatry oraz Podhale (Ryc. 168).



Ryc. 168. Roczne prawdopodobieństwo [%] wystąpienia prędkości wiatru z porywami $V \geq 25$ m/s na wysokości 10 m npg i w terenie otwartym; okres obserwacji: 1971 - 2000 (Guy Carpenter 2003).

W zasadzie na terenie całego kraju można w ciągu roku spodziewać się wystąpienia wiatru o prędkości ≥ 25 m/s, czyli według skali Beauforta i Saffir – Simpsona oraz Fujita (rozdział 2.1) nr klasy: III – silnej wichury (Guy Carpenter 2003). Dla przypomnienia, jest to wiatr wyrywający drzewa z korzeniami, powodujący duże uszkodzenia budynków (zrywa dachy i łamie wieże). Prawdopodobieństwo wystąpienia wiatru o najwyższej, maksymalnej prędkości w rejonie zachodniego wybrzeża oraz w rejonie Beskidu Żywieckiego, Podhala i Karkonoszy wynosi 2% (raz na 50 lat). Wiatry wiejące wtedy osiągają i przekraczają na tych obszarach prędkość 45 m/s. Kwalifikują się więc do klasy V-1, tj. wiatr huraganowy silny. Powoduje on znaczne zniszczenia i spustoszenia (Tab. 1. rozdział 2.1). Wiatry wiejące z prędkościami w granicach z 34–40 m/s można napotkać w pozostałych rejonach Polski z podobnym prawdopodobieństwem (ok. 2%) wystąpienia.

W większości lub raczej w żadnej z podanych tu klasyfikacji i zestawień nie pojawia się dzielnica Borów Tucholskich, jako należąca choćby do trochę bardziej intensywnie przewietrzanej strefy Polski. Może jedynie obszar wspomnianego głęboko wcinającego się z północy od Żuław, klina obejmuje południowo-wschodnie skrawki badanej w tym opracowaniu dzielnicy. Roczne prawdopodobieństwo [%] wystąpienia prędkości wiatru z porywami ≥ 25 m/s na wysokości 10 m nad poziomem gruntu i w terenie otwartym wynosi ok. 50%, zarówno dla obszaru Borów Tucholskich, jak i na przykład dla nizin Mazowieckiej lub Śląskiej.

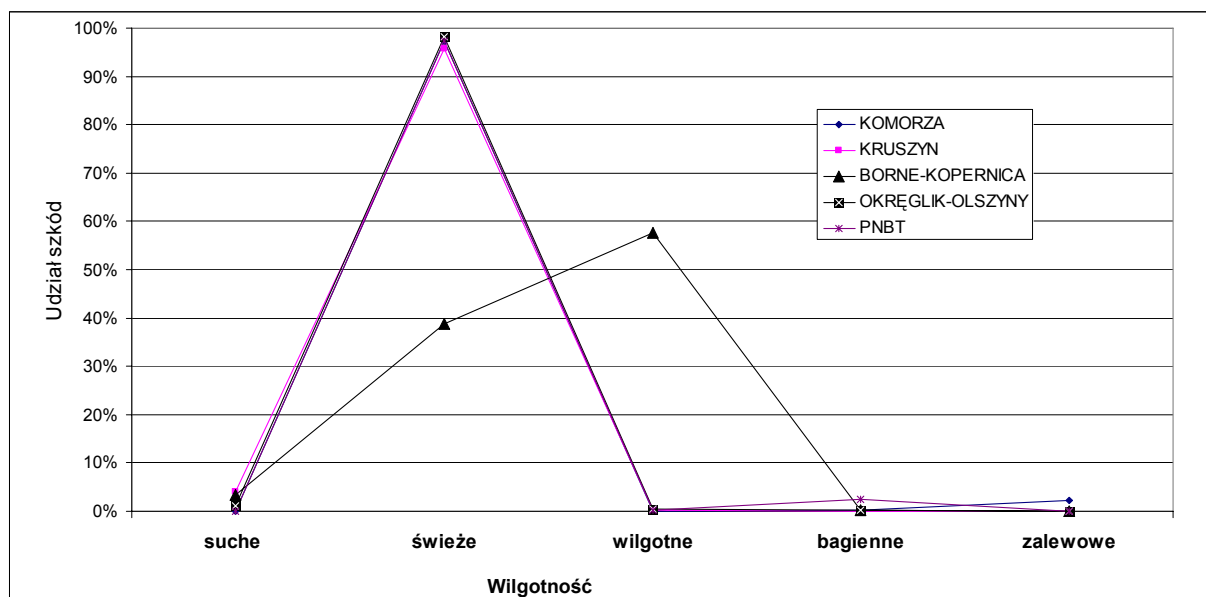
7.2 Ocena wpływu stosowanych zabiegów hodowlanych na minimalizowanie szkód wiatrowych

Poprzez racjonalną działalność służb leśnych można zmniejszyć ryzyko wystąpienia szkód ze strony niszczycielskiej siły wiatru. Jeżeli zagrożenie ze strony czynników klimatycznych zostanie zlekceważone i dojdzie do osłabienia odporności drzewostanu, można liczyć się z masowym wystąpieniem wywrotów i złomów. Istnieje wiele sposobów na kształtowanie cech lasu odpowiadających za dobrą kondycję drzew i ich niepodatność na wypadanie. Do takich należą między innymi: ulepszenie warunków zakorzeniania się drzew, czyli odprowadzenie nadmiaru wody i przygotowanie gleby, dobór materiału sadzeniowego i odpowiednie metody sadzenia. Niebagatelne znaczenie mają też: dobór pożądanych gatunków, rodzaj stosowanej więźby i takie zabiegi hodowlane jak właściwe cięcia pielęgnacyjne, czy stosowanie odpowiednich dla otoczenia rębni. Celowym jest też stosowanie w ramach ochrony wnętrza drzewostanu - przed naporem wiatrów - pasa ochronnego, czyli obrzeża z prawidłowo rozwiniętymi drzewami od strony nawietrznej i odpowiednie modyfikacje tej strefy ochronnej. Znaczenie mają też racjonalnie prowadzone zręby w tak zwanym ładzie czasowym. Istotne są także decyzje podejmowane co do nawożenia azotowego gleb, a szczególną troską powinno otaczać się inne drzewa nie będące przedmiotem zrywki, by nie uległy uszkodzeniu mechanicznemu ich korzenie czy pnie (Zajączkowski 1991).

Polepszenie warunków ukorzeniania drzew

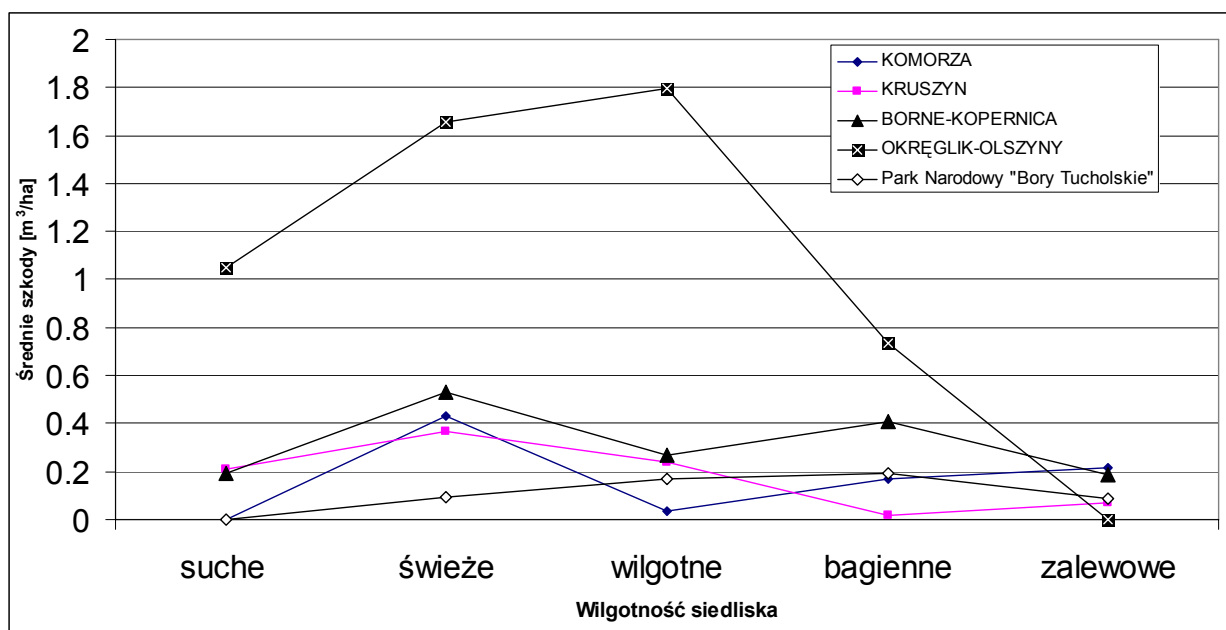
Zakorzenianie się drzew ma istotne znaczenie w przypadku powstawania szkód na skutek działania wiatrów. Minimalne obniżenie tych warunków, poprzez niewłaściwy dobór i przygotowanie gleby pod zasiew czy sadzonki, może spowodować nieodwracalne skutki w postaci powalonych przez wiatr pojedynczych drzew bądź całych połaci leśnych. Za to nawet nieznaczne zwiększenie głębokości zakorzenienia i poziomego rozwoju korzeni może zaowocować zminimalizowaniem intensywności występowania szkód odwiatrowych. Prowadzący takie zabiegi napotykają na trudności w szczególności na glebach mokrych organicznych, oraz na glebach torfowych i glejowych z wodą powierzchniową. Warunki dobrego głębokiego ukorzeniania są tu determinowane niedoborem tlenu. Do niedawna podstawowym sposobem pozbycia się nadmiaru wody, jako warunkiem ku poprawieniu ukorzeniania, było wykonanie sieci kanałów lub sadzenie młodych drzewek na dużo wyższej od zaoranej głęboko bruzdy skibie. Teoretycznie uzyskiwano w ten sposób większą stabilność drzewostanów. Późniejsze badania wykazały jednak, że skuteczniejszymi metodami, stosowanym w lasach Wielkiej Brytanii są dwa typy drenowania: „krecie” na glebach glejowych i „tunelowe” na glebach torfowych (Zajączkowski 1991 za O'Carroll i in. 1981).

W warunkach panujących na badanym regionie Borów Tucholskich, problem konieczności przeprowadzania melioracji raczej nie występuje, z uwagi na dominujące tam główne typy siedliskowe, takie jak bór sosnowy świeży i suchy. W Obrębie różnych typów wilgotnościowych siedlisk zaznaczyła się wyraźna tendencja występowania praktycznie wszystkich szkód w typie siedliskowym świeżym. Zjawisko to wystąpiło w przypadku prawie każdego stanowiska badawczego na poziomie ok. 95 – 97% udziałów szkód (Ryc. 169). Nie dotyczyło ono stanowiska Borne-Kopernica, gdzie więcej szkód przypadło na drzewostany na siedliskach typu wilgotnego (58%) niż świeżego (39%).



Ryc. 169. Procentowy udział średnich szkód z wielolecia dla analizowanych stanowisk badawczych.

Zaznaczyć należy, że przeważającym typem siedliskowym w tym (jak i na pozostałych) stanowiskach badawczych zajmujących powyżej 60% powierzchni jest bór świeży i bór mieszany świeży (ok. 22%). Być może zatem w tym przypadku należałoby, przy kolejnych odnowieniach i zakładaniu upraw, przeprowadzić zabiegi odprowadzające nadmiar wody z siedlisk o charakterze wilgotnym. Podobnie możnaby zastanowić się nad dominującymi średnimi uszkodzeniami z wielolecia dla siedlisk sklasyfikowanych jako wilgotne na poziomie 1,8 m³/ha w stanowiska badawczego Okręglik-Olszyny. W porównaniu z pozostałymi poligonami, gdzie dominują szkody powstałe w siedliskach typu świeżego na najwyższym poziomie w przypadku poligonu Borne-Kopernica (1,53 m³/ha), szkody zaistniałe w Okręgliku-Olszynie wyraźnie się wybijają ponad średnią (Ryc. 170).



Ryc. 170. Średnie szkody z wielolecia w różnych typach wilgotnościowych siedlisk dla poszczególnych stanowisk badawczych.

Należałoby sobie jednak zadać pytanie, czy warto zajmować się tak niewielkim – w tym przypadku – wycinkiem rzeczywistości leśnej. Powstaje pytanie, czy w przypadku niewielkich udziałów siedlisk o charakterze wilgotnym (zazwyczaj poniżej 1%) kalkuluje się Lasom Państwowym, jako instytucji prowadzącej gospodarkę produkującą drewno na danym terenie, inwestować w system drenazowy? Czy w ogóle opłaca się uruchamianie tego typu inwestycji na tak małym obszarze? Przytoczony tu przykład jest więc tylko sygnałem dotyczącym unaocznienia takiego zjawiska, jak przewaga występowania szkód odwiatrowych na niektórych „podmokłych” terenach. Patrząc na problem od strony problematyki ekologicznej (a nie ekonomicznej), takie osuszenie gruntów (gleb), mogłoby być, czy byłoby dość poważną ingerencją w ekosystem. Nawet jeśli mamy tu do czynienia z lasami sadzonymi sztucznie, w celach „produkcyjnych” w okresach powojennych XX wieku, to i tak dla utrzymania równowagi hydrologicznej, nie powinno się zmieniać na siłę stosunków wodnych. Zwłaszcza, że lasy w których występujące typy siedliskowe o charakterze wilgotnym stanowią znaczący rezerwuuar wody. W ich otoczeniu dominują zaś siedliska świeże i suche, a najczęściej wywalonych czy złamanych drzew w większości przypadków odnotowano właśnie na tych mniej uwilgotnionych terenach.

Problem z wypadającymi drzewami (pojedynczo czy zbiorowo) na skutek działania silnych wiatrów tkwi jednak w innym punkcie i zależy mniej od uwilgotnienia gleb (w tym konkretnym przypadku), a bardziej od innych czynników, możliwych do manipulowania nimi w czasie przeznaczonym na uprawę leśną.

Sposoby skutecznego sadzenia

Ze względu na to, iż główny system korzeniowy drzew stanowią korzenie kształtujące się w początkowych latach wegetacji, bardzo ważną rzeczą jest zapewnienie właściwych warunków wzrostu młodych osobników (Cutts i Lewis 1983). Kurczone trzymanie się omawiania zabiegów tylko na terenach objętych gospodarką leśną wynika z tego, iż praktycznie 100% analizowanych obszarów takiej gospodarce podlega. Nie skądinąd wiadomo, że jest ona – jak większość przedsięwzięć – podległa rachunkowi ekonomicznemu, a więc mało kto przejmuje się tam tzw. sukcesą naturalną. Wśród stosujących klasyczne zasady hodowli lasu pokutuje pogląd, że na przykład w jakikolwiek sposób sadzony świerk (niezależnie od techniki sadzenia czy zabiegów przeprowadzanych na glebie), wykształci płytki i płaski system korzeniowy, czyli że przyjmuje się a priori, iż jest on z definicji nieodporny na działania wiatrów (Zajączkowski 1991). Tymczasem podyktowane szybkością zysków i pewnością wzrostu sadzonki można by zastąpić (co niewątpliwie w wielu przypadkach ma miejsce) hodowlą z naturalnych odnowień i siewów. Praktyka pokazuje, iż drzewka pochodzące „spod serca” natury zazwyczaj dobrze się przyjmują, rozwijają i są stabilniejsze, ze względu na „zdrowsze” systemy korzeniowe. W przypadku niektórych gatunków sosny część autorów, np. Burdett i in. w roku 1983 (w Zajączkowskim 1991) podaje za Savillem (1983), że już w ciągu pierwszych 60 dni od wysiewów można stwierdzić utratę zdolności inicjowania bocznych korzeni. Fakt ten determinuje potem użyteczność tych sadzonek w gospodarce odnowieniowej.

Teoretyczne polepszanie odporności poprzez dobór gatunków

Wiadomo, iż jedną z możliwości stabilizowania drzewostanu jest odpowiedni dobór gatunków charakteryzujących się głębokim ukorzeniem. Mają one jeszcze na dodatek zbieżyste pnie oraz twarde, sprężyste drewno i rosną niezbyt wysoko (Zajączkowski 1991). Ale i tu wkracza również ekonomia leśna. Według niej nie do pogodzenia jest – przynajmniej teoretycznie – dosadzanie w miejsce wywalonych już przez wiatr „drewno-nośnych” gatunków iglastych (takich jak sosna lub świerk czy jodła) gatunków liściastych, jako stabilizujących drzewostan. Powodem tego jest ich niższa w porównaniu z bardziej wywrotnymi, czyli czulszymi na wiatr, gatunkami iglastymi. Próbując osiągnąć kompromis wyrównujący bilans zysków i strat sięgano po doświadczenia państw ościennych, mających swoje sukcesy w masowej produkcji drzewnej na poziomie regionalnym czy nawet państwowym. Wynika z nich, że nie tylko Polak, jest mądry po szkodzie. Z doświadczeń niemieckich z lat siedemdziesiątych wysnuto wnioski dotyczące składu gatunkowego drzewostanów w Dolnej Saksonii czy też w części Gór Harzu. Zakłócenia na dużą skalę, jakie nawiedzały w tych czasach za

sprawą wiatrów tereny leśne, skłoniły służby leśne do dostosowywania składu gatunkowego do bliższego naturze. Zaczęli oni zwiększać odporność drzewostanów poprzez ich przebudowę w kierunku do zbliżonych ekologicznie warunków naturalnych. Ogólnie stosowano redukcje gatunków iglastych, dominujących (80–90%) w składzie drzewostanów, takich jak sosna czy świerk, na rzecz drzew liściastych oraz daglezji, jodły i modrzewia. Po redukcji mniej odporne gatunki mogły stanowić już tylko połowę składu, a w przypadku wsparcia ich takimi gatunkami jak modrzew, buk i daglezwia ich przewaga malała do około 70% (Zajączkowski 1991).

Z doświadczeń innych nacji (Savill 1983) wynika, iż domieszki liściaste w postaci brzozy i olszy czarnej w drzewostanach świerkowych nie powodują uodpornienia na wywroty świerka rosnącego na glebach podmokłych. Brytyjczycy tłumaczyli to faktem braku listowia, w czasie gdy ich wyspy są nawiedzane przez większość sztormów i wichur. Jest on przyczyną powstawania tak zwanych „kieszeni” w drzewostanie, co zwiększa turbulencje powietrza, a tym samym naraża osobniki szpilkowe na silniejsze oddziaływanie wiatrów. Zdaniem innych badaczy (Zajączkowski 1991), przeniesienie tych doświadczeń na grunt kontynentalny, o tyle nie ma sensu, że u nas nie ma aż tak wielu namokniętych gleb jak w Wielkiej Brytanii a i wiatry są słabsze.

Innym znanym z literatury (Sokołowski 1934) i praktyki gatunkiem stabilizującym drzewostany świerkowe – w szczególności górskie – jest modrzew. Jego obecność stabilizuje narażone na wiatr świerki, ale tylko pod warunkiem, że nie rosną one na podmokłym podłożu. W przeciwnym wypadku modrzew może jako pierwszy ulec naporowi wiatru (Sokołowski 1930). Jak wynika z przytaczanych dotychczas przykładów, zależność podatności drzew na niekorzystne działanie wiatru od stanu uwilgotnienia siedliska jest znaczna. Łączy się ona także z rodzajem drzew rosnących na tych glebach. Fakt czy naporowi na „mokrym” podłożu przeciwstawia się drzewo liściaste czy iglaste, w szczególności świerk, nie jest obojętnym czy bez znaczenia dla groźby wywalenia przez wiatr. Doświadczenia w stylu sadzenia tego gatunku na terenach podmokłych, w załamach i wklęsnięciach stoku lub nad brzegami potoków prowadzą do szybkiego pozbycia się tych osobników z upraw na długo przed osiągnięciem wieku rębności. Zamiast więc sadzić tu ten przewodni, górnoreglowy gatunek, należy zwiększyć w strategicznych położeniach – mając oczywiście na względzie wymagania siedliskowe – udział drzew odporniejszych na wiatr, np.: jaworu, wiązu bądź buka czy jesionu, albo gatunków iglastych takich jak jodła lub modrzew (Jewuła i Zawada 1972). Co do tych dwóch ostatnich gatunków drzew nowsze badania (Zajączkowski 1991) wykazują, iż mogą one jednak być przyczyną obniżenia stabilności drzewostanu w przypadku jego występowania na glebach płytkich bądź mokrych. Świerk w tym samym miejscu radzi sobie z naporem wiatru lepiej, wykształciwszy rozleglejszy system korzeniowy. Ponadto dobór udziałów świerka i jodły jest zależny od bonitacji (Zajączkowski za Konopką 1980). W słowackich drzewostanach górskich, na wysokich bonitacjach ra-

zem udział tych dwóch gatunków nie powinien być przekraczać 50%, a na najslabszych – 80%, co gwarantowało stabilność drzewostanową. Warunkiem jej stabilizującej roli mogłoby być też to, iż jodła będzie rosła dobrze ukorzeniona, na głębokiej, niezbyt uwilgotnionej glebie, a jej udział ze świerkiem przy najlepszych bonitacjach może być wyższy niż 55% (Schmidt-Vogt i in. 1987).

Na terenach szczególnie narażonych na działanie silnych wiatrów – co jak wykazałem w rozdziale 7.1 nie ma w zasadzie miejsca w Obrębie analizowanego obszaru – zaleca się w odnowieniach stosowanie właściwych ekotypów. Najlepsze byłyby to odmiany miejscowego pochodzenia, odpowiednio przystosowane do panujących warunków środowiskowych.

Manipulacje przy więźbie i cięciach pielęgnacyjnych

Z rzadka rosnące drzewa - w żargonie leśnym - drzewostan o więźbie luźnej, przeciwstawiany jest w ramach omawianego problemu poprawiania odporności na wiatr, drzewostanowi o gęstej więźbie. Ten pierwszy charakteryzuje się tym, że wiatr mimo, iż wnika do jego wnętrza, nie powinien powodować w nim strat, wyginając tylko pojedyncze „elastyczne” osobniki. Reguła ta opatrzona jest jednakże warunkiem silnej zbieżystości drzew. Postawiona w opozycji więźba gęsta może (pod warunkiem zachowania zwartego i gładkiego okapu w zwartym drzewostanie) zmniejszać szkodliwe turbulencje wietrzne. Stabilnością drzewostanu można sterować poprzez obniżanie smukłości i wydłużanie koron drzew wraz ze zmniejszaniem gęstości więźby. Praca, której celem jest taka modyfikacja strzał i koron, aby otrzymać uodporniony na wiatr drzewostan, zaczyna się więc od odpowiednio gęstego posadzenia drzewek – czyli od prawidłowo przyjętej więźby początkowej i jej późniejszych pielęgnacji. Przyjmuje się dwa zasadnicze - skrajne - scenariusze postępowania. Pierwszy z nich zakłada zastosowanie na początku bardzo gęstej więźby i wczesnych intensywnych cięć. Drugi przewiduje rzadką, względnie luźną więźbę początkową i opóźnienie cięć w porównaniu do wariantu pierwszego. Po czym znajduje się złoty środek w postaci, bądź to całkowitego zaniechania cięć, wczesnych jak i późnych, bądź stosując umiarkowanie gęste sadzenie i regulacje przestrzeni życiowej osobników, w szczególności zaś poprzez regularne cięcia pielęgnacyjne w pierwszej połowie wieku rębego (Zajączkowski 1991).

Pierwszą z przedstawionych praktyk stosuje się na wyspach brytyjskich w drzewostanach składający się głównie ze świerków: pospolitego i sitkajskiego (Mitchell 2000; Quine 2001). Jest ona o tyle uzasadniona, że w występujących tam w przeważającej części glebach i siedliskach o charakterze podmokłym, świerki zazwyczaj nie dożywają późnej starości i także ze względu na mocniejsze niż na kontynencie wiejące wiatry, podlegają wycince w skróconej kolei zrębu.

Drugą z opisanych powyżej praktyk, stosują nasi rodzimi właściciele i użytkownicy fabryki drewna, której na imię las. W działaniach tych jest celowe dążenie do optymalnego wykorzystania możliwości produkcyjne siedlisk i gatunków. Bez obniżania stabilności drzewostanu można osiągnąć w ten sposób wysoką jakość techniczną drzew. Warunkiem tego są określone wartości wieźby, które dla sosny zwyczajnej na borze suchym wynosić powinny ok. 10 tysięcy sadzonek na 1ha, a od boru świeżego wzwyż około 15 tys. sadzonek w okresie początkowym na 1ha uprawy (Zajączkowski 1991). Inne zalecenia dla terenów zagrożonych częstymi i mocnymi wichurami mówią (Vicena i in. 1979) o początkowej ilości sadzonek dla sosny na poziomie 8 tysięcy szt./ha. Gatunki, takie jak buk czy jesion powinny rozpoczynać wegetację w zagęszczeniu ok. 3–4 tysięcy szt./ha, a na przykład modrzew tylko 1 tysiąc szt./ha. Nasadzenia świerka, jako najbardziej narażonego i czulego na ekstremalne warunki, przy dużym wyeksponowaniu na działanie wiatru, powinny być realizowane w gęstości 1600 sztuk sadzonek na 1ha.

Naturalną czynnością po posadzeniu młodego lasu, podnoszącą jego późniejszą odporność na szkodliwe działania wiatrów – oprócz oczywiście wcześniejszego prawidłowego przygotowania gleby oraz optymalnie wybranych i posadzonych z odpowiednią gęstością drzewek – jest również opieka nad nim, czyli stosowanie cięć pielęgnacyjnych. Są one w szczególności na terenach narażonych na intensywne powiewy czynnikiem zachowującym odporność i stabilność drzewostanów poprzez uaktywnienie rozwoju strzały i systemów korzeniowych drzew. Działanie to jest na tyle uniwersalnym, iż stosuje się je w celach obniżających smukłość strzał drzew poprzez stosowanie cięć pielęgnacyjnych w młodnikach świerkowych jak i sosnowych (Chroust 1980; Johann 1984; Zajączkowski 1984). Proces ten docelowo powoduje obniżenie środka ciężkości drzew i wzrost względnej długości koron. Zmiany te dokonują się w wyniku pielęgnacji, wpływającej na zmniejszanie się stopnia smukłości drzew. Badania przeprowadzane dotychczas dotyczą głównie drzewostanów świerkowych (Zajączkowski 1991 za: Chroust 1980; Assman 1967; Hütte 1967). Porównywano populacje rosnące na glebach silnie uwilgotnionych – zbyt wilgotnych i na siedliskach umożliwiających solidne zakotwiczenie drzew w gruncie. W tych pierwszych zaleca się stosowanie słabszych, bardziej ograniczonych cięć pielęgnacyjnych. W rozluźnionym w ten sposób drzewostanie wzrasta napór na zbyt duże korony świerków, co doprowadza do wywalenia osobników jeszcze w ich młodości, zanim osiągną wiek rębny. Natomiast gdy takie same, częste cięcia zastosuje się w drzewostanach rosnących na glebach umiarkowanie wilgotnych, spowoduje to wzmocnienie i podniesienie stabilności drzew. Tak więc ponownie determinującym czynnikiem są gleby bądź siedliska, na których rośnie drzewostan. Zabiegi pielęgnacyjne powinny być prowadzone tak, aby nie przerywać zwarcia koron, tym bardziej im wyższy jest stopień uwilgotnienia siedliska. Zwiększenie odporności drzewostanów świerkowych uzyskuje się więc poprzez celowe cięcia pielęgnacyjne prowadzone w ich młodym wieku, ale tylko

na glebach świeżych i umiarkowanie wilgotnych. Działania takie dotyczą zarówno drzewostanów w pierwszych klasach wieku jak i wieku rębności od 30 do 80 lat i starszych. Z doświadczeń leśników (Assman 1967) wynika też, iż zarówno silne trzebieże wykonywane na świerku jak i na sośnie rosnących na mokrych glebach powinny być utrzymywane w silniejszym zwarcie w wyższych (V–VII) klasach wieku.

Ważnym aspektem, który może modyfikować podatność drzewostanu na działanie wiatru, jest zwarcie okapu leśnego. Lasy są podatniejsze na tego typu zakłócenia przez parę pierwszych lat po wykonaniu trzebieży, co spowodowane jest ich niezdolnością w tym czasie do tłumienia powiększonej przez aerodynamiczną szorstkość koron energii turbulencyjnej wiatru. Dzieje się tak dlatego, iż nie może dojść do wzajemnego kontaktu koron, które zostały przerzedzone i powstałe w ten sposób luki w okapie jeszcze się nie zwały (Savill 1983).

Wielkość szkód rośnie także razem ze zwiększającą się wysokością drzewostanów. Jest to też zgodne z założeniami Zasad Hodowli Lasu (ZHL) i spowodowane bądź to wyższą bonitacją, bądź też starszym wiekiem drzewostanu. Celowym więc wydaje się być stosowanie trzebieży równomiernie rozłożonych w czasie i przestrzeni. Dotyczy to sosnowych i świerkowych drzewostanów średnio i późno wiekowych, które po tak prowadzonych zabiegach nie są zaburzane przez wiatr, mający słaby dostęp do połaci leśnych o wyraźnie obniżonej odporności (Zajączkowski 1991). W związku z powyższym stosowanie cięć i ich natężenie oraz rozkład czasowy znajduje potem, po paru latach, odbicie w wielkości szkód i intensywności oraz przebiegu ewentualnych wiatrów nawiedzających tak przetrzebione duże połacie leśne (Brünig i in. 1977).

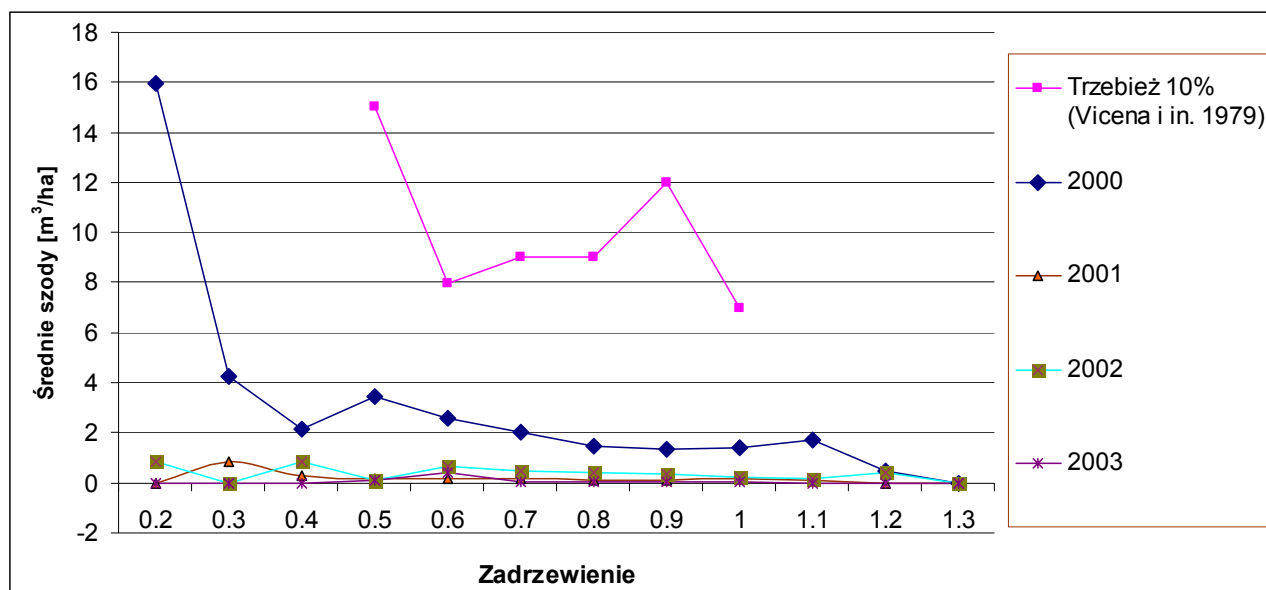
Istnieje potwierdzony związek pomiędzy wysokością szkód a intensywnością trzebieży wykonanych w ciągu kilku lat przed wystąpieniem kłęski spowodowanej działalnością wiatru (Zajączkowski 1991 za Viceną i in. 1979). Wyniki prowadzonych przez Vicenę badań przedstawia Tab. 80.

Tab. 80. Nasilenie szkód po trzebieżach o określonej intensywności przy różnym zadrzewieniu w ciągu kilku lat poprzedzających wystąpienie wiatrołomów (Viceną i in. 1979).

Nasilenie trzebieży w ostatnich 6 latach przez wystąpieniem zakłócenia (szkód)	Wielkość szkód w m ³ /ha przy różnym zadrzewieniu					
	0,5	0,6	0,7	0,8	0,9	1,0
10%	15	8	9	9	12	7
11-30%	77	22	23	23	13	20
> 30%	35	23	43	57	20	90

Przykładowo trzebież o nasileniu 10% w drzewostanie z zadrzewieniem wynoszącym 0,7 spowodowała szkody rzędu 9 m³/ha. Dalsze zwiększanie nasilenia trzebieży od 11 do 30 i powyżej 30% powodowało zwiększenie intensywności szkód do wartości sięgających nawet 90 m³/ha przy

zadrzewieniu równym 1,0. Tymczasem zadrzewieniu 0,5 towarzyszyły szkody najwyższe – 15 m³/ha – przy trzebieży o nasileniu 10%. Można by je porównać z wynikiem jaki został odnotowany dla jednego z analizowanych stanowisk badawczych w Leśnictwach Okręglik-Olszyny. Najwyższe średnie szkody jakie tam odnotowano wyniosły 15,9 m³/ha, lecz wystąpiło to przy mniejszym stopniu zadrzewienia wynoszącym 0,2. W zakresie zadrzewień analizowanych przez Vicenę (1979) czyli od 0,5 do 1,0 w Okręgliku - Olszynie (w roku 2000) zadrzewieniu 0,5 także towarzyszyła wysoka wartość szkód – najwyższa w wymienionym zakresie zadrzewienia. Sytuację tę ilustruje Ryc. 171. Wysokie wartości dla zadrzewienia 0,2 potwierdzają teorię o zwiększonej podatności na wiatr drzewostanów nadmiernie przetrzebionych. Podobnie wysokie szkody na poziomie 77 m³/ha wystąpiły po bardzo intensywnym zabiegu trzebieżenia (ponad 35%) w średnio (0,5) zadrzewionym drzewostanie. Istnienie takiej zależności nie wyklucza jednakże wykonywania zabiegów pielęgnacyjnych. Postulować może jedynie takie natężenie i częstotliwość trzebieży, które w razie wystąpienia silnych wiatrów w okresie po nich następującym nie spowoduje wystąpienia zbyt wielkich szkód. Celowym wydaje się także konieczność ograniczenia tak nasilonych zabiegów w drzewostanach sosnowych jak i świerkowych, które weszły w III klasę wieku, aby zmniejszyć prawdopodobieństwo wystąpienia szkód spowodowanych wiatrem.



Ryc. 171. Średnie ze szkód w latach 2000 – 2003 dla stanowiska badawczego Okręglik–Olszyny i dla drzewostanu o różnym stopniu zadrzewiania po 10% -towej trzebieży.(Vicena 1979).

Inne aspekty zapobiegania podatności drzewostanu na uleganie sile wiatru przedstawione zostaną w rozdziale 7.3. Omówione będą i porównane z uzyskanymi wynikami takie zagadnienia jak: rębnie i ich stosowanie odpowiednie dla warunków otoczenia oraz ochrona wnętrza drzewostanu przed naporem wiatrów, realizowana za pomocą pasa ochronnego wraz modyfikacjami tejże strefy ochronnej.

7.3 Ocena wpływu czynników ekologicznych na występowanie szkód w Borach Tucholskich oraz ich porównanie z wynikami uzyskanymi przez różnych autorów

Problematyka badań objęła między innymi zagadnienia związane z wpływem naturalnych i sztucznych, tj. pochodzenia antropogenicznego barier i granic, występujących w Obrębie bądź sąsiedztwie stanowisk badawczych. Ich wpływ analizowano w oparciu o strefy równych odległości (buforów o interwale 100 m) od linii przebiegu danej granicy. Jedną z badanych zależności była odległość od granicy polno – leśnej a wielkość szkód na powierzchni badawczej Komorza. Analizowany pas buforów miał tu rozpiętość 9,7 km. Z analiz uzyskanych danych wynika, że istnieje ściśle powiązanie pomiędzy podatnością na szkody a dystansem do linii granicznej pomiędzy kompleksem leśnym i otwartą przestrzenią pól uprawnych oraz łąk. Największe udziały średnich szkód (3,6 – 4,4%) dla wielolecia zanotowano w odległości od 100 do 400 m od granic polno – leśnej. W dalszych buforach 500- 3400 m udziały szkód maleją (3 – 0,8%). W odległości 3,5 km od linii granicznej udziały szkód wynoszą 2,5 - 2,6%. Mogło to być spowodowane obecnością innej naturalnej bariery jaką jest dolina rzeczna Brdy. Na dystansie 3,6 – 9,7 km udziały szkód systematycznie maleją. Siła korelacji pomiędzy średnią z udziałów szkód a odległością od granicy polno – leśnej wyniosła $R^2=0,65$.

Badaniami objęte były też szkody ujęte w 137 buforów, skupionych wzdłuż doliny Brdy na powierzchni badawczej Okręglík–Olszyny. Maksymalny udział szkód 2,5% przypadł w odległości 1,4 km od dna doliny. W najbliższym sąsiedztwie rzeki (0 – 300 m) udziały szkód 1,1%–1,6% są mniejsze niż w przypadku stanowiska badawczego Komorza, na tym samym dystansie. W dalszych strefach buforowych udziały szkód wykazują tendencje spadkową. Istnieje też pewna zależność ilości uszkodzonego drewna od dystansu o sile korelacji $R^2=0,52$.

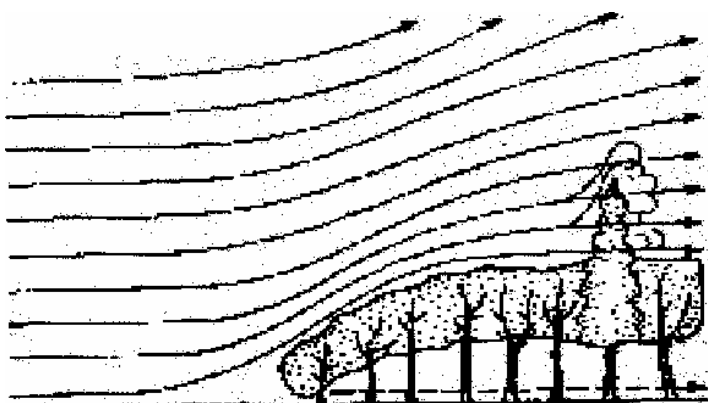
Inną naturalną barierą jest powierzchnia wodna, do której przylegają kompleksy leśne. Miarą zależności były udziały szkód w równych strefach odległości (bufory) od linii brzegowej jeziora Charzykowskiego. Strefy te wyznaczono po zachodniej (Borne–Kopernica) jak i po wschodniej (Park Narodowy "Bory Tucholskie") stronie jeziora. Na obu powierzchniach zanotowano systematyczny wzrost udziałów szkód wraz z odległością od linii brzegowej.

Być może, świadomość oddziaływania wiatru na las jest wśród leśników powszechna (Zajączkowski 1991), powstaje tylko pytanie dlaczego mając tak rozległą wiedzę popełniają poważne błędy, w urządzaniu i hodowli lasu skutkujące dalekosiężnie? Jest to być może pytanie retoryczne, wszak wszyscy popełniamy błędy, albowiem ludzką rzeczą jest się mylić.

Zakładając jednakże hodowlę lasu powinni leśnicy myśleć nie tylko i wyłącznie o pobrzękującym trzosie, jaki dostaną po sprzedaży drewna. Może się bowiem okazać iż, na skutek niewłaściwych działań, czy wręcz zaniedbań, nie będą mieli za te kilkadziesiąt lat co sprzedać. Jednym z takich działań celowych – wskazywanych przez fachowców - jest kształtowanie tak zwanego płaszcz ochronnego. Ma on za zadanie osłaniać wewnętrzny drzewostan przed nadmiernym naporem wiatru wnikającego przez ścianę lasu. Pozwala to na swobodne prowadzenie działań gospodarczych, przez co zwiększa się tak zwana samodzielność drzewostanu (Zajączkowski 1991). Sęk w tym jednak jak ten płaszcz zostanie przez tych zdolnych „krawców” skrojony, czyli jak będzie modyfikowany, pielęgnowany, jednym słowem kształtowany. I tu powstaje problem. Wydawałoby się bowiem, że czym dłuższy płaszcz – brnąc dalej w klimatach krawieckich – taki do kostek (4/4), tym lepiej osłoni wnętrze lasu i nie w pozwoli wniknąć wietrzysku w głąb. Rzeczywiście płaszcz taki chroni las przed bezpośrednim działaniem promieni słonecznych, co zmniejsza parowanie, a co za tym idzie podnosi retencję wody. Najważniejsze jednak (jak sądzono jeszcze 40 - 50 lat temu), że rzekomo płaszcz ten obniża prędkość wiatru wewnątrz lasu w strefie do wysokości kilku metrów. Nic bardziej błędnego, jak wykazały doświadczenia ostatniego pokolenia leśników (Mitscherlich 1973, Savill 1983, Kellomäki i Peltola 1999), albowiem sposób prowadzenia hodowli gdy skraj drzewostanu jest szczelnie zamknięty, powoduje przy większych i największych szybkościach wiatru - > 4m/s (Chojnacka – Ożga i Ożga 1998), zwiększoną turbulencję powietrza w strefie koron poza skrajem. Te z kolei powodują silne uszkodzenia drzewostanu w strefach wewnętrznych drzewostanu. Radą na to jest więc „skrojenie tak zwanego płaszczyka $\frac{3}{4}$ ” czyli, że drzewostan okrajków powinny tworzyć silne, zbieżyste i dobrze zakotwiczone w glebie drzewa o koronach przepuszczających wiatr. Jednym słowem odsłonięte dołem pnie drzew na skraju lasu powinny przepuszczać jak najwięcej wiatru do jego wnętrza. Efekt taki można uzyskać poprzez zastosowanie więźby 3x3 m, a młodnik powinien być utrzymywany w luźnym zwarcu (Zajączkowski 1991). Otrzymanie takiego efektu, w postaci prawidłowego płaszcz ochronnego w drzewostanach II lub III klasy wiekowej jest utrudnione lub wręcz już niemożliwe. Sam zabieg wymaga przede wszystkim czasu – około 30-40 lat i w związku z tym ochrony tworzonego płaszcz od strony nawietrznej poprzez osłonę za pomocą starszych drzewostanów. Stan tych drzew powinien należeć do najlepszych. Należy więc chronić je przed ścinką, zrywką, zgryzaniem. Na terenach szczególnie zagrożonych występowaniem silnych wiatrów zaleca się stosowanie tzw. opaski przeciwwietrznej (Szymański 1986), zapobiegającej bezpośrednim uderzeniom w skraj drzewostanu. Osiąga się to poprzez sukcesywne sadzenie coraz to niższych krzewów w kierunku od ściany lasu. Powstaje w ten sposób rodzaj równi pochyłej, po której napływający wiatr ślizga się płynnie ku górze (Ryc. 172). Powietrze spiętrzone u podstawy płaszcz i skierowane ku górze przepływa swobodnie ponad kompleksem leśnym.



Ryc. 172. Przepływ strumieni powietrza nad drzewostanem chronionym płaszczem przeciwwietrznym (Zajączkowski 1991 za Szamańskim 1986).

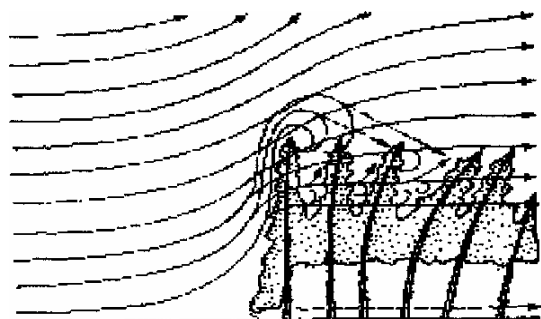


Ryc. 173. Przepływ strumieni powietrza nad drzewostanem liściastym z pojedynczą domieszką świerka. (Zajączkowski 1991 za Mitscherlichem 1973).

Spłaszczone korony drzew jak na Ryc. 172 powodują mniejszą aerodynamiczną szorstkość, dzięki której masy powietrza bez specjalnych oporów ani turbulencji przelatują nad lasem. Jeśli ponad okap strefy oddalonej od skraju wystają pojedyncze drzewa (np. świerki ponad lasem liściastym), powietrze napotykając na ich opór wpada w turbulencje na bocznych stronach wystającej ponad okap korony jak i po jej zawietrznej stronie (Ryc. 173). Obciążenie może być tak silne, że turbulencje mogą spowodować złamanie bądź wyrwanie z korzeniami danego osobnika, co z kolei może spowodować rozszczelnienie okapu. Wniknięcie wiatru poddanego dodatkowym turbulencjom w głąb drzewostanu powoduje w nim dalsze szkody (Zajączkowski 1991).

Wyniki jakie uzyskano na stanowiskach badawczych nie potwierdzają tej tezy wprost dla stanowiska badawczego Borne-Kopernica, gdzie do jeziora Charzykowskiego od strony wschodniej przylega kompleks leśny - nie wchodzi z tym jeziorem w wyraźną oczekiwaną interakcję. Większość szkód nagromadziło się na przeciwległym, zachodnim krańcu kompleksu lasów. Może to sugerować, że drzewostany położone najdalej od jeziora uległy silnym wiatrom z powodu źle ukształtowanego płaszcza przeciwwietrznego lub z powodu jego całkowitego braku. Zależność ta jest odwrotnie proporcjonalna do odległości od granicy, w stosunku do której utworzono bufory, niż np. w przypadku stanowisk badawczych Komorza czy Okręglik-Olszyny lub PNBT. Zarówno wartości średnie za lata

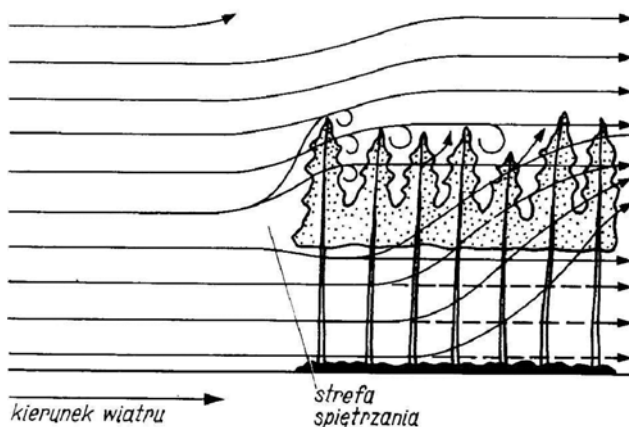
1999-2003 jak i wyniki za poszczególne lata wskazują na to, że od strony zachodniej, zgodnie z przeważającymi kierunkami wiatrów największe zniszczenia zlokalizowane są w odległości od 100 do 300 m od zachodniego krańca. Plasują się one na średnim poziomie ok. $7 \text{ m}^3/\text{ha}$ powierzchni buforu. Taki wynik sugeruje istnienie sytuacji jak na Ryc. 174.



Ryc. 174. Schemat przepływu strumieni powietrza nad nisko ugałęzionym szczelnym skrajem drzewostanu (Zajączkowski 1991 za Mitscherlichem 1973).

Strumień powietrza skierowany jest na nisko ugałęziony szczelny dach koron drzewostanu. W ten sposób ukształtowany skraj lasu działa jak szczelna zapora (Mitscherlich 1974). Dodatkowo w przypadku świerka skraj lasu uszczelnia się. Jest to tak zwany efekt żaluzjowy, działający w ten sposób poprzez rozchylenie gałęzi na boki. Spokojny strumień powietrza płynący w górę przed stromym skrajem lasu nabiera prędkości i wpada w turbulencje w dalszym obszarze koron drzew skrajnych, powodując zniszczenia. Turbulencyjne warstwy powietrza uderzają od góry w okap koron, wyjątkowo niekorzystnie – łącznie ze skutkiem złamania bądź wywalenia drzewa – oddziałując na pas drzew rosnący w pewnej odległości za skrajem (Zajączkowski 1991 za Mitscherlichem 1974). Podkreślić należy fakt użycia przez autora sformułowania „pas drzew” – może być on traktowany jako bufor, co znajduje potwierdzenie w wynikach uzyskanych np. w przypadku stanowiska badawczego Komorza lub Borne-Kopernica. Największe zniszczenia wyrządzone przez wiatr wystąpiły w przypadku tego pierwszego poligonu w odległości od 100 do 1000 m od granicy polno leśnej – według średniej za lata 1999 – 2003. W szczególności najwyższe wartości $6,6 \text{ m}^3/\text{ha}$ odnotowano w odległości od 100 do 200 m. W kluczowym roku 2000 na powierzchni badawczej Komorza średnie szkody dla dystansu 0 – 1000m wyniosły $2,9 \text{ m}^3/\text{ha}$, co było najwyższą wartością w porównaniu z resztą stwierdzonych średnich szkód w pozostałych strefach buforowych. Najwyższe wartości, zbliżone do $7 \text{ m}^3/\text{ha}$, odnotowano w strefie od 200 do 400 m od skraju lasu. Potwierdza to teorię, iż pomiędzy lasem a przepływem powietrza istnieje, oprócz najprostszej zależności (to znaczy osłabieniem drzewostanu przez wiatr) także sprzężenie zwrotne. Las a w szczególności ściana jego drzewostanu - nieodpowiednio hodowana i pielęgnowana – może zintensyfikować przepływ silnych strumieni powietrza. Zagrożenie lasu przez wiatr zależne jest nie tylko od ukształtowania terenu (Bocheński i in. 1966; Almquist i in. 2002; McMaster 2005). Wpływa na nie także budowa drzewosta-

nów, która może zarówno osłabić jak i wzmacniać niekorzystny wpływ działania wiatrów. Strumień powietrza może być tak kierowany przez skraje drzewostanów, że rozpędzając się nabiera cech porwistych wiatrów wyrządza szkody w sąsiednich drzewostanach lub w tym właśnie źle gospodarowanym drzewostanie (Zajączkowski 1991). Założenia te potwierdzają obserwacje nieuszkodzonych drzew lub wąskiej strefy leśnej na skraju kompleksu leśnego z jednocześnie poszkodowanymi fragmentami występującymi w bezpośredniej bliskości (Mitscherlich 1973). Uszkodzenia wywołane w ten sposób, np. na obrzeżach gniazd (Zajączkowski 1991) powodują zmiany w strukturze czy topografii pokrycia terenu i jego wymiarze fraktalnym (Runkle 1990; Boutet i Weishampel 2003). Optymalną sytuacją potwierdzoną laboratoryjnie (Gardiner i in. 1997) w tunelach aerodynamicznych przez Mitscherlich'a (1974) jest taki układ skraju drzewostanu, który pozwala na wnikanie strumieni powietrznych do wnętrza drzewostanu (Ryc. 175). W tym przypadku mniejsze masy powietrza kierują się w górę i przepływają przez strefę baldachimu. Powoduje to obniżenie prędkości przepływu mas powietrza w górnych warstwach drzewostanu. Nie powinno to być przyczyną turbulencji, odpowiedzialnych za największe zniszczenia.



Ryc. 175. Przepływ strumieni powietrznych przez średnio gęsty i przetrzebiony dołem skraj lasu (Zajączkowski 1991 za Mitscherlichem 1973).

Wpływ uprzedniego użytkowania rolniczego gleby – na intensywność szkód spowodowanych przez wiatr

Obserwowano także zależność występowania szkód od występowania gleb porolnych na badanym terenie. Analizy przeprowadzono dla stanowisk badawczych Kruszyn i Komorza. Na podstawie pruskich map archiwalnych z 1874 r (arkusz Rollbick 702 - Mässtichblatt), wyznaczono takie typy użytkowania terenu jak: łąki, lasy, pola orne – suche pastwiska, torfowiska, wilgotne pastwiska, wrzosowiska, jeziora, osady. Na badanej powierzchni w II połowie XIX wieku dominowały suche pastwiska i pola orne (62,3%). Lasy stanowiły 33,2% omawianego obszaru. Udziały innych typów użytkowania – poza łąkami (3,7%) - nie przekroczyły 1%. W badanym okresie 2000 – 2003 r. na podstawie danych z SILP obliczono, iż średnio największym udziałem powierzchni, na których wystąpiły szkody od wiatru charakteryzowały się obszary użytkowane 130 lat temu jako lasy i obecnie także jako grunty leśne. Odsetek powierzchni, na której doszło do uszkodzeń wyniósł 74,8%. Na dawnych polach ornych i suchych pastwiskach – domniemanych gruntach porolnych - do uszkodzeń drzewostanów przez wiatr doszło na 66,7% powierzchni. Jednocześnie średnie szkody na powierzchni uszkodzonej wyniosły zarówno dla gruntów porolnych jak i leśnych 0,4 m³/ha. W przypadku pozostałych typów ówczesnego użytkowania terenu procent powierzchni współcześnie uszkodzonej był największy dla obszaru wrzosowisk – ok. 63% oraz torfowisk ok. 42,5%. Szkody w m³ natomiast charakteryzował średni za wielolecie 61% - owy udział na gruntach dawnych pól i pastwisk (grunty porolne) i 36%-owy na terenach dawniej zajmowanych przez drzewostany (gruntach leśnych).

Podobnie wyglądała sytuacja występowania szkód na gruntach porolnych na powierzchni badawczej Komorza. Na tym terenie grunty porolne stanowiły 81,4% a leśne 18,6%. W roku 2000 powierzchnia, na której doszło do uszkodzeń w obrębie gruntów porolnych stanowiła 64,25% całkowitej powierzchni gruntów porolnych (Ryc. 61 i Zał. 2). Suma szkód odnotowana na tym terenie w przeliczeniu na 1 ha wyniosło 5,76 m³/ha. Analogicznie areal gleb leśnych, na którym doszło do szkód stanowił 60,47% całego obszaru gleb o pochodzeniu pierwotnym. Średnia objętość uszkodzonego drewna zebrana na tym areale to 1,44 m³/ha. W roku poprzedzający katastrofalny rok 2000, czyli w 1999 r. odsetek powierzchni, na których doszło do szkód w przypadkach gruntów porolnych i leśnych był mniejszy i wynosił odpowiednio 39,8% i 8,66% (Ryc. 62 i Tab. 44). Mniej też zebrano drewna z hektara przeliczeniowego terenów nawiedzanych kłęską wiatrołomów i wywałów, bo tylko 0,49 m³/ha z gruntów leśnych i 1,31 m³/ha z porolnych. Średnio w analizowanym interwale czasowym 1999 – 2003r. zebrano 0,41 m³/ha z gruntów leśnych i 1,53 m³/ha z gruntów porolnych, co stanowiło odpowiednio 51% i 49% szkód dla poszczególnych typów użytkowania. Odsetek powierzchni

gruntów porolnych, na której doszło do uszkodzeń wyniósł 78,7%, a w przypadku gruntów leśnych 70%.

Istnieje wielu zwolenników wykorzystania gruntów porolnych na potrzeby gospodarki leśnej - w tym ich zalesiania. Jedni, jak np. Bernadzki (1995), argumentują chęć wykorzystania poddanych wieczystemu odłogowaniu części ziem, na których w niedługim czasie działalność rolnicza ustanie. Powodowane to może być między innymi nadprodukcją żywności czy intensywną produkcją rolniczą. Szacował on, iż w Polsce w niedługim czasie zmian użytkowania z rolniczego na leśne dotknie około 1-3 mln ha. Porównawczo dla terytorium Niemiec będzie to ok. 5 mln ha (Burschel i in. 1993). Według Bernadzkiego (1995) stwarza to możliwości trwałego i szybszego przyswajania CO₂, oraz zwiększy lesistość kraju i spowoduje polepszenie zasięgu lepszego oddziaływania człowieka na środowisko. Poza tym spowoduje wkroczenie gatunków pionierskich takich jak brzoza i modrzew, a za nimi odpowiednio kształtowanych drzewostanów mieszanych, jako bardziej wymagających na bardziej zasobnych niż dotychczas glebach porolnych. W perspektywie najbliższego półwiecza mamy mieć więc 80t/ha węgla wiązanego w dendromasie 60-letniego wtedy drzewostanu, co niesie za sobą duże korzyści.

Możliwym wydaje się być także taki scenariusz, że zważywszy na panujący marazm w rolnictwie i mniejsze niż poprzez wieki przywiązanie chłopa do ziemi, grunty zostawione same sobie i nie wykorzystywane, same ulegną sukcesji wtórnej. Zjawisko to następuje w świecie od wieków w sposób masowy (obecnie może mierzone już w dziesiątkach milionów km kwadratowych) i na ogromną skalę (Szwagrzyk 2004). Według danych FAO o charakterze globalnym sukcesja leśna (36 mln ha) przeważała w latach 90-tych XX wieku nad zalesieniami (ok. 15 mln ha). Lesistość wzrastała i będzie jeszcze wzrastać czy tego sobie życzymy czy też nie. Sęk jednak w tym, czy jej w tym pomożemy. I to nie w sposób ilościowy – bo tego nie jest w stanie sama natura za nas dokonać – lecz w sposób jakościowy. O tym jakie będą te nowe powstające lasy i jak będą funkcjonować w krajobrazie pisze w swej pracy Szwagrzyk (2004). Podobną tematykę, widzianą jedynie trochę z innej (to jest z leśno-produkcyjnej) niż ekologiczna perspektywy- prezentowali Sobczak (1996) i Michowiecki (2001). O różnorodności gatunkowej lasów naturalnych i odtworzonych na gruntach porolnych dyskutowano (Kunz i in. 2000, Nienartowicz i in. 2001, 2003) w kontekście ilości i udziału powierzchniowego siedlisk oraz liczby typów zbiorowisk roślinnych i liczby gatunków występujących na danym obszarze.

Z tak zarysowanego tła kontekstowego wyłania się postulat konieczności zalesienia gruntów ze szczególnym uwzględnieniem jakości siedlisk gleb porolnych, na których to będą odtwarzane, bądź sadzone lasy. Po skutkach bowiem nasadzeń sosnowych monokultur na glebach niewłaściwych, zbyt bogatych w składniki pokarmowe widać (w przypadku obszaru badań tej pracy), że nie sprawdzają się tego typu metody - sposoby nasadzeń. Zważywszy na ilość gleb o niskiej bonitacji występu-

jących w Polsce, należałoby się zastanowić nad bardzo dokładnym doбором gatunków wprowadzanych na potrzeby aforestacji oraz kontrolować postępy sukcesji wtórnej.

Wylesienia a bioróżnorodność, fragmentacja i wskaźnik biomasy

Należy tu podkreślić, że zastosowaniem metod statystycznych do wyznaczania cech taksacyjnych i parametrów biofizycznych lasów technikami teledetekcyjnymi zajmuje się obecnie coraz większa liczba badaczy, między innymi: Sader i in. (1989), Zawila-Niedźwiecki (1994), Tanser i Palmer (1999), Drelich (2000), Kardaś (2000), Bielecka i Ciołkosz (2000), Kunz i in. (2000), Hansen i in. (2001), Nienartowicz i in. (2001, 2002, 2003), Zawadzki i in. (2003, 2004a i 2004b); Mikołuszko (2006).

Do podstawowych zadań, jakimi zajmują się metody geostatystyczne należą interpretacja i przewidywanie rozkładów przestrzennych badanych zjawisk. Do takich właśnie zjawisk należą uszkodzenia drzewostanów na skutek działań wiatrów. Proces wykorzystywania wymienionych metod do szukania korelacji przestrzennych wydaje się postępować w miarę upowszechniania się i coraz większej dostępności zdjęć lotniczych i satelitarnych. Można je badać nie tylko pod kątem charakterystyki spektralnych ale i niesionej informacji przestrzennej. Niewątpliwą zaletą jest łatwość ich przetwarzania za pomocą coraz liczniejszych narzędzi zarówno informatycznych jak GIS czy też baz danych. Mogą być one przetwarzane przez programy do obróbki obrazów, jak i przez wszelakie programy statystyczne (Zawadzki i in. 2004a). Metody geostatystyczne zastosowane w tym opracowaniu zasadzają się na trój etapowości. W pierwszym etapie szukanie powiązań cech drzewostanu badanego obszaru polega na pomierzeniu w terenie rozkładu przestrzennego badanych cech (położenie wykrótów i złomów) metodą GPS (Bakuła i in. 2006). Etap następny powinien zawierać analizę obrazów satelitarnych z obszarów próbnych, kierując się jaskrawością pikseli zdjęcia lub wskaźników wegetacji jako zmiennych. Etap ostatni polega na znalezieniu statystycznych lub analitycznych relacji wzajemnych (lub wykazaniu ich braku) pomiędzy parametrami zdjęć a parametrami biofizycznymi lasu (Zawadzki i in. 2003, 2004 a, b). Korelacje te wykorzystuje się analizując zdjęcia satelitarne większych obszarów leśnych na przykład techniką ruchomego okna.

Popularne jest wykorzystywanie przez badaczy do odkrywania zależności pomiędzy parametrami biofizycznymi lasu a odpowiedziami spektralnymi drzewostanów i indeksu roślinności NDVI (tzw. Indeks biomasy) czy wskaźnika jasności BR. Są one wykorzystywane w badaniach oceny kondycji lasu (Zawila-Niedźwiedzki i in. 1993; Zawila –Niedźwiedzki i Wiśniewska 2004). Techniki GIS połączone z analizami teledetekcyjnymi używano także do badania stanu lasu w obszarach pokłeskowych (Zawila-Niedźwiedzki 1994b). Badano także odpowiedzi poszczególnych kanałów spek-

tralnych wagowanych w postaci wskaźników: biomasy (tm_4/tm_3), uszkodzeń (tm_5/tm_4), jasności (BR) i roślinności (NDVI) celem wyróżnienia klas defoliacji na skutek takich zaburzeń jak gradacje owadów przy użyciu zobrażeń landsatowskich Zawila –Niedzwiedzki i Wiśniewska 2004).

W badaniach nad korelacjami NDVI, czy cechami biofizycznymi drzewostanów oraz klasyfikacjami pokrycia terenu, zaczęto wykorzystywać takie zobrażenia z wysokorozdzielczych satelitów jak IKONOS czy QuickBird (Tanaka i Sugimura 2001; Lach i Polak 1999; Spiropoulos 1999; Johnson 2003 i inni). Wysokorozdzielcze zdjęcia satelitarne wykorzystuje się zarówno do badań w naszym kraju, np. QuickBird czy IKONOS, klasyfikując formy użytkowania terenu na potrzeby komisji europejskich (Wężyk i in. 2006) jak i przy badaniu lasów mangrowych.

Wykorzystane w tym opracowaniu zdjęcia landsatowskie i satelity IKONOS pokazały zależność występowania szkód od wcześniejszego użytkowania terenów leśnych. Objawiało się to w zmianach zakresów współczynników defragmentacji i bioróżnorodności, w zależności czy były to obszary użytkowane rolniczo, czy używane pod uprawy leśne lub też objęte ochroną rezerwatową bądź parkową. Badaniem mającymi stwierdzić zależność występowania i intensywność szkód od fragmentacji i różnorodności (współczynnik Shannona) objęto dwa stanowiska badawcze: Park Narodowego "Bory Tucholskie" i Borne – Kopernica. Na podstawie przeprowadzonych porównań stwierdzono, że powierzchnia zlokalizowana na obszarze parku narodowego odznacza się niższymi wartościami NDVI niż powierzchnie obejmujące lasy objęte zabiegami gospodarki leśnej. Na obszarze o wysokim statusie ochrony (PNBT) wskaźnik NDVI - obliczonym na podstawie zobrażenia z satelity IKONOS - przekracza wartość 0,55. Na powierzchni intensywnie użytkowanej (Borne – Kopernica) wskaźnik indeksu biomasy jest wyższy i wynosi 0,61. Podobną zależność zaobserwować można analizując te same powierzchnie na podstawie zdjęcia z LANDSAT. Tu jednakże różnica wartości na korzyść obszarów użytkowanych intensywniej jest nieco większa. Dla parku narodowego średnia wartość NDVI wyniosła 0,07 zaś dla poligonu na powierzchni badawczej Borne – Kopernica 0,17. Ponadto powierzchnia zlokalizowana w Obrębie parku odznaczała się większą zmiennością wskaźnika NDVI, co potwierdziły analizy z obu zobrażeń satelitarnych. Różnorodność i fragmentacja poligonów próbnych z obszaru parku narodowego były nieco większe od ich odpowiedników w obszarach nie objętych ochroną parkową. Z analizy histogramów wynika, że przy zwiększającej się powierzchni kwadratów (z 9 poprzez 25 do 49 pikseli) następuje spadek wskaźnika fragmentacji i wzrost wskaźnika różnorodności.

Na tak zarysowanym tle zależność wywołanych przez wiatr szkód, (występujących po obu stronach jeziora Charzykowskiego) od wskaźników różnorodności fragmentacji była następująca: większe ilości drewna pozyskano z terenów charakteryzujących się wyższymi wskaźnikami fragmentacji i różnorodności, czyli z powierzchni badawczej Borne – Kopernica, niż z terenów parku naro-

dowego "Bory Tucholskie", gdzie i siła zależności (R^2) szkód od wskaźników była mniejsza w porównaniu do terenów użytkowanych intensywniej przez służby leśne.

Na podstawie wskaźnika Indeksu Biomasy NDVI wyliczonego ze kanałów analizowanego z Landsata z 2000r., widać że koncentracje szkód występowały wzdłuż czy w pobliżu drzewostanów charakteryzujących się zarówno bardzo wysokimi jak i bardzo niskimi wskaźnikami NDVI, co sugeruje iż szkody występowały szczególnie na powierzchniach leśnych o dużej koncentracji chlorofilu jak i w miejscach o dużym jego niedoborze. Jak widać na Załącznikach B i C (Powierzchnie badawcze Kruszyn i Okręglík - Olszyny) główne skupiska punktów oznaczających średnie szkody z wielolecia koncentrują się w rejonach cieków i wokół jezior, bagien czy mokradeł. Najwięcej jest ich na granicach przejścia z wysokich do niskich wartości NDVI. Są to obszary o bardzo bujnej roślinności, gdzie dominują siedliska świeże i wilgotne na borze świeżym, żyzne bądź wyjątkowo żyzne (Okręglík-Olszyny) czy wyjątkowo i bardzo żyzne. Sugeruje to tezę, iż jednak determinującym czynnikiem występowania wiatrolomów jest wilgotność siedliska, zasobność gleb w wodę czy wysoki poziom wód gruntowych w rejonach gdzie szkody te wystąpiły. Potwierdza to także fakt występowanie większych szkód wysokich klasach bonitacji drzewostanów jak i w tych najniższych, co znajduje swoje odbicie w rozkładzie szkód względem wartości NDVI.

Wpływ ukształtowania terenu na niszczycielską działalność wiatru

Nie tylko wiatr oddziałuje na las, lecz także las na wiatr. Widać to wyraźnie, gdy spojrzymy na działalność wiatru na terenach o urozmaiconej, wyrazistej rzeźbie, np. w górach. Bo w zasadzie nie sam las, ale jego położenie względem elementów rzeźby, jakimi są dna dolin, stoki, grzbiety, płaskowyże itp. są tutaj decydujące. Ukształtowanie terenu może bowiem, w taki sposób konwertować parametry wiatru, iż zmieni on swoje niegroźne początkowo właściwości na bardziej destruktywne. Przede wszystkim rzeźba może zmieniać kierunek wiatru - i to nie tylko ten poziomy - ale też pionowy. Ze zmianami kierunku związane są takie parametry jak jego prędkość i porywistość. Zajączkowski (1991) jako najbardziej narażone na działanie wiatru w terenie pagórkowatym zakwalifikował te drzewostany, które porastają podnóża wzniesień i płaskie obniżenia terenu od strony nawietrznej. Szczególnie narażone także okazywały się nawietrzne i zawietrzne podnóża i wierzchołki pagórków. Kluczowym zagadnieniem jest więc tutaj nachylenie terenu. Ono bowiem decyduje o tym, czy wiatr przełamuje się przez formę wypukłą czy przelatuje ponad wklęsłą. Na stokach nawietrznych wyniesień terenu przy nachyleniu $3^\circ - 10^\circ$, prędkość przepływu powietrza niesionego wiatrem wzrasta (Mayer 1985). Co za tym idzie zwiększają się również właściwości turbulencyjne wiatru, co powoduje z kolei większą szkodliwą działalność wiatru względem drzewostanów. Według uzyskanych wy-

ników badań największe szkody poczynił wiatr na terenach o niewielkim nachyleniu. Największe udziały w analizowanym wieloleciu - rzędu od 27% do 39%- przypadły terenom o nachyleniu 1° - 2°. W przypadku poligonu Okręglík – Olszyny maksymalny udział wynoszący 38,4% stwierdzono dla 1° nachylenia. Największe udziały w tym zakresie nachyleń terenu miały także szkody na stanowisku Komorza (35,9%). Maksymalne udziały szkód dla tego nachylenia 2° przypadły stanowiskom badawczym: Park Narodowy "Bory Tucholskie" (ok. 31%), Borne – Kopernica (30%) i Kruszyn (27%). W miarę zwiększania się nachylenia terenu do maksymalnych 24° udziały szkód malały aż do 0%. Można więc tu mówić o zależności liniowej z silną korelacją $R^2 = 0,6 \div 0,8$. W niniejszym opracowaniu nie zajmowano się bezpośrednio położeniem uszkodzonych drzewostanów względem rzeźby terenu. Badano to jedynie, na obszarach o jakim nachyleniu wystąpiło konkretne pozyskanie drewna ze szkód spowodowanych działaniem wiatru. Doświadczenia wynikające z pomiarów i kartowania za pomocą anteny GPS poszczególnych wykrotów i złomów oraz z wywiadu ustnego, mówią nam jednak o istnieniu pewnej zależności występowania szkód w rejonie jeziora Kruszyńskiego. Najwięcej szkód zlokalizowanych było na zboczach rynnowato ukształtowanej dolinki mającej przebieg południkowy, z wlotem skierowanym ku jezioru. Co dowodzić może teorii (Mayer 1985; Zajączkowski 1991) o złożoności przyczyn powstawania wiatrolomów w terenach pagórkowatych. Brak korelacji pomiędzy nachyleniem terenu a intensywnością szkód nie oznacza jednak prawdopodobnych powiązań pomiędzy stromiznami a strefą największych zniszczeń (McMaster 2005). U tego autora koncentracja zniszczeń w Obrębie grzbietów górskich miała miejsce przy najmniejszych nachyleniach rzędu (0 – 10°), największych (20-35°) w obrębie stoku i maksymalnych w strefie przywierzchołkowej (> 35°). Poza tym można przeważały szkody na wzniesieniach (Tab. 81). Na terenach wyniesionych prawie dwukrotnie więcej było obszarów drzewostanowych uszkodzonych niż nieuszkodzonych (w proporcji 610/322). Za to na terenach niżej położonych przeważały nad uszkodzonymi (522) przypadki drzewostanów, które nie uległy destrukcji (617). Zaburzeniami drzewostanów – wypadanie luk czy powstawanie gniazd – uzależnione jest też od warunków panujących w obrębie mniejszych (badanych w mikroskali) form terenowych typu zagłębienie terenowe, pochyły stok i grzbiet czy wzniesienie (Almquist i in. 2002).

Pewne korelacje wystąpiły też (McMaster 2005) w przypadku sklasyfikowanego jako umiarkowanie i intensywnie podmokłe podłoża, na którym występował uszkodzony drzewostan (Tab. 81.). Możliwe jest porównanie do uzyskanych na potrzeby tego opracowania wyników zestawienia szkód na różnych typach wilgotnościowych siedliska, gdzie naporowi wiatru ulegały głównie drzewostany na siedliskach świeżych i wilgotnych – udziały na poziomie 98% w przypadku pierwszych i ok. 58% w przypadku drugich. Ilościowo w m³/h także przeważały uszkodzenia drzew na siedliskach świeżych (McMaster (2005) podaje wilgotność umiarkowaną), a mniejszość stanowiły te na zalewowych i ba-

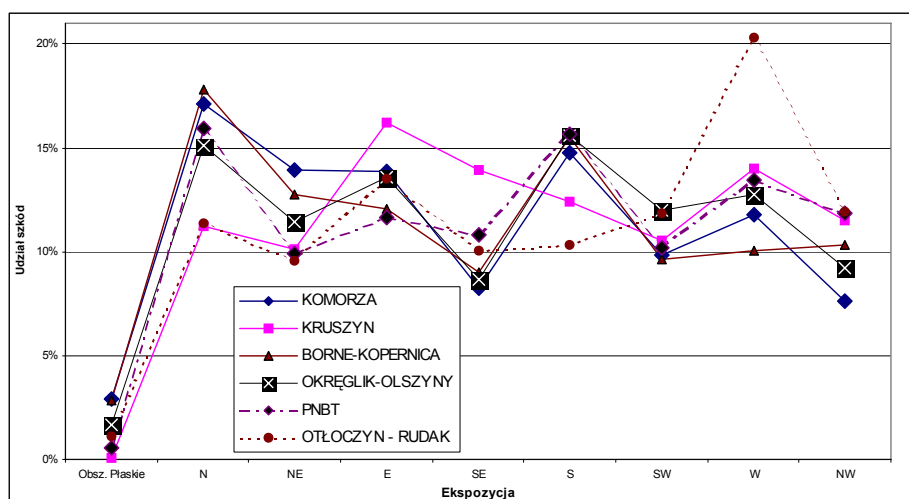
giennych. Ilości przypadków zaburzeń w glebach intensywnie wilgotnych (wysyconych wodą) oraz umiarkowanie wilgotnych przedstawia Tab. 81.

Korelacje pomiędzy wylesieniami a ekspozycją terenu występowały jak podaje McMaster (2005) także dla terenów o wystawie północnej. Dwukrotnie przeważały tu drzewostany zaburzone nad niezaburzonymi w tym kierunku ekspozycji (129/69). Odwrotna zależność cechowała drzewostany zlokalizowane na stokach o ekspozycji południowo – wschodniej, gdzie tereny uszkodzone stanowiły mniejszość wobec terenów z nienaruszoną strukturą drzewostanu (160/122).

Tab. 81. Przypadki wystąpień zaburzeń spowodowanych wiatrem w różnych położeniach względem czynników fizycznych środowiska (rzeźba, ekspozycja, wilgotność gleb).
Źródło: McMaster (2005) zmienione.

Czynnik lokalny:	Przypadki	
	Niezaburzone	Zaburzone
Ekspozycja (<i>Aspect</i>):		
Północna (<i>North</i>)	69	129
Południowo – wschodnia (<i>Southeast</i>)	160	122
Wysokość względna (<i>relative elevation</i>) :		
Tereny nizinne (<i>lowlands</i>):	617	522
Tereny wyżynne (<i>uplands</i>):	322	122
Wilgotność (<i>moisture</i>):		
Umiarkowana (<i>Moderate</i>)	246	224
Intensywna (<i>Saturated</i>)	63	42

Główne skupisko szkód wystąpiło w ekspozycji północnej dla obszaru badawczego Borów Tucholskich, a dla obszaru kotliny Toruńsko Płockiej dla ekspozycji zachodniej (20,3%). Udziały poligonów badawczych z obszaru Borów maksymalnie osiągnęły poziom 17,8% (Borne – Kopernica) dla szkód zlokalizowanych w ekspozycji N. Nie dotyczyło to tylko szkód z stanowiska badawczego Kruszyn, które osiągnęło tu poziom 11,2%. Jego maksymalne udziały odnotowane w ekspozycjach wschodnich (16,2%) były też drugimi wśród wszystkich przypadków poza ekspozycją północną, gdzie wyższe udziały rzędu 17,1% miały szkody na poligonie badawczym Komorza. Ponadto udziały na poziomie 14,4 – 15,6% dla ekspozycji wschodniej odnotowano na powierzchniach badawczych Park Narodowy "Bory Tucholskie" oraz Borne – Kopernica i Komorza. Najmniejszy odsetek szkód należał do terenów płaskich i w przypadku żadnej powierzchni nie przekroczył 3%. Poza obszarami płaskimi najmniejsze udziały zebrała ekspozycja NW - 7,6% i SE – 8,2% na powierzchni Komorza (Ryc. 176).



Ryc. 176. Udziały średnich szkód z wielolecia 1999 –2003 dla poszczególnych stanowisk badawczych w ośmiu kierunkach ekspozycji i terenów płaskich.

W świetle takich wyników należałoby postawić sobie pytanie, czy na terenie Pomorza można mówić o podobnych zależnościach występowania szkód na terenie o pagórkowatym charakterze rzeźby, co w warunkach na przykład dolin karpackich lub sudeckich. Zważywszy, że na analizowanym terenie Borów Tucholskich (Korpala 2006 za: Stacja Synoptyczna w Chojnicach, dane z lat 1992-1996,) dominowały wiatry z kierunków: zachodniego (17,4%), południowo-zachodniego (15,9%) i północno-zachodniego (15,1%), a najrzadziej wiatry wiały tu z kierunku północnego, wschodniego oraz północno-wschodniego (od 8,7% [dla N] do 10,5% [dla NE]), widzimy udziały szkód dla poszczególnych kierunków jakby w lustrzanym odbiciu. Obraz lustrzany, czyli zależność odwrócona pokazuje nam, iż najwięcej szkód zlokalizowanych jest ogólnie rzecz biorąc od strony zawietrznej a nie nawietrznej, jakby się można było spodziewać. Istnieje szereg publikacji (Bocheński i in. 1966; Hütte 1967; Jewuła 1972, 1975; Mayer 1985; Zajączkowski 1991; Ruel i in. 1998; Koziński 2000, 2001; Koziński i in. 2004; Koziński i Nienartowicz 2006 a, b) pokazujących ten problem. Z badań tych wynika, iż szkody wiatrowe w lesie powstają głównie na skrzydłach i na zawietrznych stronach wzniesień, gdyż tam przepływ powietrza jest szczególnie turbulentny i przyspieszony (Hütte 1967; Zajączkowski 1991). Powstawanie tych turbulencji może być też niejednokrotnie związane z występowaniem lokalnych warunków mikroklimatycznych i pogodowych, np. zaleganie wilgotnych i ciężkich mas powietrza po zawietrznej stronie stoku. Na ich styku z opadającym z góry suchym strumieniem powietrza powstają najczęściej bardzo groźne turbulencje.

Ukształtowanie terenu, jako czynnik wpływający na przenikanie mas powietrza w głąb drzewostanu odgrywa też ważną rolę w innych mniej urozmaiconych geomorfologicznie rejonach Polski. Wystarczają jednak deniwelacje charakterystyczne dla rzeźby młodoglacjalnej, aby móc już odnotować znaczne lokalne zmiany kierunku, prędkości i porywistości wiatru (Ożga 2002).

7.4 Podsumowanie dyskusji

W rozdziale tym zostały sformułowane uwagi natury ogólnej, narzucające się po o kilku latach żmudnych i studiów oraz analiz nad przedmiotem badań i jego literaturą.

Po pierwsze:

Nasuwa się pytanie na ile leśnicy, jak najogólniej potraktowani przez czytających, przejmują się faktem zaistnienia od czasu do czasu jakiegoś wiatrołomu.

Czy nie jest tak, że fakt powstania wiatrołomu lub wywałowiska w sezonie powszechnie zwanym ogórkowym (czasem także w nauce) jest, w zależności od potrzeb wydawnictwa katastrofą ekologiczną bądź nic nie znaczącym szczegółem - "eeee tam, co to te parę drzewek?". Pozyskiwanie drewna z lasu, bowiem nie odbywa się bynajmniej w atmosferze jakiegoś podniosłego rytuału czy z wielką nabożnością, jak drzewiej bywało. Niewiele wcześniej niż nastąpił podbój Ameryk przez Anglosasów i hiszpańską konkwistę, gdy „dziki” człowiek pozyskiwał dary natury, wcześniej naturę ową musiał przeprosić i przebłagać, a dopiero potem ścinać drzewo lub strzelać do daniela. Obecnie pozyskiwanie drewna z lasów odbywa się metodami przypominającymi rzeź tuczników w Miejskich Zakładach Przerobu Mięś Wszelakich! Odkąd do akcji „żniwnej” w lasach wraz z nieubłaganym postępem technicznym wkroczyły najpierw łańcuchowe piły spalinowe, a następnie całe kombajny nazywane - o ironio - żniwiarzami (~ang. Harvester). Stosowanie rębni zupełnych stało się tak łatwe jak zjedzenie przysłowiowej bułki z masłem. W bór czy las wkraczają więc olbrzymie kombajny przygotowujące drzewo do produkcji właściwie od A do Z. Takie poczynania lub ich zamierzenia, których skutki same przypominają przejście przez las trąby powietrznej, mogą zostać zakłócone przez właśnie huragan lub tornado. W plan cięć może wkraść się chaos, spowodowany na przykład przez „nagle” ustanowienie na jakimś terenie parku narodowego lub wdrażanie zasad proekologicznej gospodarki leśnej. W procentowym udziale powierzchni planowanych lecz nie wykonanych cięć zrębami zupełnymi (Poznański 2005) czynnikami otoczenia jakie mogłyby wpłynąć na nie zrealizowanie takiegoż właśnie planu pierwszorzędne znaczenie mają owady - 20% (ich gradacje), następnie wyżej wspomniane parki narodowe – ok. 13% i działania ekologiczne – ok. 14%. Czynniki takie jak wiatry wywałające – 0,4%, czy huragany też 0,4% zakłócają wykonanie planu produkcyjnego w najmniejszym stopniu. Tylko mniejszy od nich wpływ na gospodarkę leśną mają zmiany kategorii użytkowania – 0,3% i grzyby -0,1%. Ważniejszymi przeszkodami na drodze do leśnego spełnienia każdego drwala (zwanego teraz pracownikiem ZUL'a) mogą być np. pożary (1,4%) czy tworzenie doborowych drzewostanów nasiennych (4%). Procentowy udział powierzchni dodatkowych pozaplanowanych cięć zrębami zupełnymi przewiduje 1,2% udział huraganów, jako czynników zewnętrznych, które stymulują takie zabiegi wycinki lasu. W większym stopniu – o co nie trudno – powstanie po-

mysłu na kolejną ścinę stymulują pożary (35%), sanitarne cięcia przygodne (14%) czy zasady ekologizacji 10,6%. Szkoda tylko, że przebudowa składu gatunkowego (1,6%) czy też kształtowanie ładu przestrzennego (4,3%), tak rzadko wciągają służby leśne do dialogu z żywym organizmem jakim jest las.

Po drugie:

Istnieje prawdopodobieństwo iż anomalie związane ze zmianami klimatu oraz ich konsekwencje, takie jak katastrofy ekologiczne typu susze, powodzie, huraganowe wiatry i pożary oraz wzajemne sprzężenia tych zjawisk, skłania do bliższego przyjrzenia się im. Powinno to zaowocować włączeniem do metod gospodarki leśnej programów uwzględniających to ryzyko (Paschalis-Jakubowicz 2005).

Po trzecie:

W związku z tym, że zazwyczaj największe szkody wyrządzone przez wiatry dotyczą w średniowiekowych i starszych drzewostanach świerkowych i/lub sosnowych oraz z dużym udziałem brzozy, a w szczególności na siedliskach wilgotnych, tudzież w drzewostanach: nazbyt przerzedzonych, lukowatych oraz we fragmentach kompleksów leśnych o zakłóconym układzie ustępowym, należałoby zwrócić szczególną uwagę na wzmożoną pielęgnację upraw leśnych o podanej powyżej charakterystyce (Rozwałka 1991).

Ponieważ największe szkody z powodu okiści śnieżnej wystąpiły w młodnikach i drągownikach sosnowych i uprawy te charakteryzowały się gęstą więźbą, w dodatku założone były na gruntach porolnych i niedoinwestowane pielęgnacyjnie, należałoby wziąć pod uwagę czynnik ludzki. Wzbogacenie składu gatunkowego oraz urozmaicenie struktury wiekowej i warstwowej powinno przyczynić się do ograniczenia tych szkód poprzez podniesienie naturalnej odporności drzewostanów.

Po czwarte:

Metody badań obejmujące teledetekcję satelitarną są coraz powszechniejsze w użyciu. Stanowi efektywny sposób pozyskiwania danych o stanie lasów na dużych obszarach. Jednakowoż nie można zignorować właściwości przestrzennych zobrażeń bez utraty ogromnej liczby informacji, które niosą one ze sobą. Zwłaszcza jeśli na podstawie obserwacji krajowych przedsiębiorców i podmiotów, nasuwa się wniosek, iż wykorzystanie wysokorozdzielczych obrazów satelitarnych takich jak IKONOS czy QuickBird, poza nielicznymi wyjątkami (Węzyk i in. 2006) jest w polskim leśnictwie niedoceniane. Być może jest to spowodowane czynnikiem cenowym. Dlatego powstała pilna potrzeba właściwego zrozumienia i wykorzystania informacji przestrzennej zawartej w informacji niesionej przez te media. Być może przyczyni się to do spopularyzowania tych zagadnień w środowisku leśników polskich (Zawadzki i in. 2004a).

8. Wnioski

Na podstawie badań prowadzonych w latach 1999-2003 na obszarze Borów Tucholskich i w rejonie Torunia w z zastosowaniem technologii GIS, metod teledetekcji satelitarnej i GPS stwierdzono, że:

1. wielkość szkód w rejonie działania 25 nadleśnictw i Parku Narodowego „Bory Tucholskie” wyniosła 6,5 tys. m³; stanowi to zaledwie 0,1% szkód spowodowanych przez jeden pamiętny huragan w Puszczy Piskiej w dniu 4 lipca 2002 roku;
2. wśród nadleśnictw zlokalizowanych w Borach Tucholskich największe szkody wystąpiły w Nadleśnictwie Bytów (52 tys. m³) a najmniejsze w Nadleśnictwie Dretyń (ok. 2 tys. m³); sąsiedztwo obu jednostek wskazuje, że występowanie wiatrołomów ma wyraźnie charakter lokalny, niewielkie szkody w drugim z wymienionych nadleśnictw – którego zdecydowana większość rejonu działania występuje w Bałtyckiej krainie przyrodniczo leśnej - są związane z wyższą żyznością siedlisk i dominacją drzewostanów liściastych, zwłaszcza bukowych;
3. z analizowanych Nadleśnictw zlokalizowanych poza obszarem Borów Tucholskich większe szkody wystąpiły w Nadleśnictwie Golub Dobrzyń wynosiły 27 710 m³ w 2001 roku, w Nadleśnictwie Gniewkowo w tym samym roku szkód po przejściu lipcowego huraganu wynosiły 1 677 m³;
4. pomiędzy żyznością siedliska a wielkością szkód wiatrowych występuje zależność odwrotna; wskazują na to obliczenia, że na siedliskach dość żyznych szkody stanowiły do 83,8% (największe udziały należały do powierzchni badawczej Kruszyn) a w kategorii drzewostanów na siedliskach w typie żyznym stanowiły tylko 40% (największe udziały przypadły powierzchni badawczej Komorza);
5. największy, ponad 30% udział przypadł szkodom, które wystąpiły w badanym okresie czasu w powierzchni badawczej PNBT w III klasie bonitacji drzewostanu, w niższych klasach bonitacji drzewostanu wielkość szkód była wyraźnie mniejsza;
6. nieco wyższe szkody zanotowano w drzewostanach starszych niż w młodszych (największe udziały szkód sięgające 40,2% całości przypadły drzewostanom w VI klasie wieku na powierzchni badawczej Borne – Kopernica oraz w III klasie wieku na powierzchni badawczej Komorza, gdzie stanowiły 33,2%);
7. zdecydowanie większe szkody występują w drzewostanach o zwarcu umiarkowanym (największe udziały sięgające 86% przypadły powierzchni badawczej PNBT oraz powierzchni badawczej Okręglak – Olszyny – 64,4%) niż o silnym lub małym;
8. główne skupisko szkód wystąpiło w ekspozycji północnej dla obszaru badawczego Borów Tucholskich (średnia z pięciu stanowisk 15,4%), a dla obszaru kotliny Toruńsko Płockiej dla ekspozycji

- zachodniej (20,3%);
9. udziały szkód ze stanowisk badawczych dla obszaru Borów Tucholskich osiągnęły poziom 17,8% na powierzchni badawczej Borne – Kopernica i 17,1% na powierzchni badawczej Komorza w ekspozycji północnej;
 10. w analizowanym pięcioleciu największe udziały szkód - rzędu od 27 do niemal 39% - przypadły terenom o nachylenie 1-2°; maksymalną wartość 38,5% zanotowano na powierzchni badawczej Okręglik – Olszyny dla nachylenia 1°;
 11. znacznie wyższymi szkodami od wiatru odznaczały się drzewostany na gruntach porolnych niż w kompleksach leśnych, których rozwój nie był zaburzany czasowym użytkowaniem rolniczym gleby; średnio w analizowanym interwale czasowym 1999 – 2003 r. na powierzchni badawczej Komorza zebrano 0,41 m³/ha z gruntów leśnych i 1,53 m³/ha z gruntów porolnych. Szkody te wystąpił odpowiednio na 70% i 78% areалу dla poszczególnych typów użytkowania; na powierzchni badawczej Kruszyn w Nadleśnictwie Przymuszewo, największym udziałem szkód charakteryzowały się obszary użytkowane 130 lat temu jako suche łąki, wrzosowiska i pola uprawne a obecnie stanowiące grunty leśne z pierwszym pokoleniem drzew na gruntach porolnych;
 12. bezpośrednio przy granicy polno-leśnej szkody od wiatru nie są największe, w pewnej odległości nasilają się a następnie maleją w miarę posuwania się w głąb lasu; największe udziały średnich szkód (3,6 – 4,4%) dla wielolecia zanotowano w odległości od 100 do 400 m od granicy polno – leśnej na powierzchni badawczej Komorza;
 13. elementy rzeźby terenu, takie jak doliny rzeczne wzmagają szkody w dość dużej odległości od tej formy geomorfologicznej; na powierzchni badawczej Okręglik – Olszyny maksymalny udział szkód 2,5% przypadł w odległości 1,4 km od dna doliny Brdy na przedłużeniu jej przebiegu przed zakolem rzeki;
 14. poszerzanie pasów bezleśnych przy trasach komunikacyjnych przez usuwanie starodrzewia, a także odsłanianie kompleksów leśnych przez niwelację terenu w trakcie rozbudowy szlaków komunikacyjnych, sprzyja zjawisku rozpędzania się mas powietrza i zwiększaniu ryzyka wystąpienia wiatrolomu w drzewostanach otaczających otwartą przestrzeń (zjawiska takie wystąpiły w okolicach Torunia i w Nadleśnictwie Czernik przy tzw. „berlince”); zaleca się zatem szczególną ostrożność w fazie projektowania tras i współpracę projektantów i inwestora ze służbami leśnymi;
 15. większe ilości drewna pozyskano z terenów charakteryzujących się wyższymi wskaźnikami fragmentacji i różnorodności, czyli – w badanej parze stanowisk - z powierzchni badawczej Borne – Kopernica niż z powierzchni badawczej PN "Bory Tucholskie";
 16. przeprowadzenie pełniejszej przyczynowo-skutkowej analizy przestrzennej występowania szkód wiatrowych, ze szczególnym uwzględnieniem wpływu form pokrycia i użytkowania terenu wy-

stępujących w otoczeniu szkód powierzchniowych, wymaga dalszego zwiększenia stopnia szczegółowości warstw informacji utworzonego systemu GIS przez rozdział tych warstw na poszczególne poligony z zachowaniem ich topologii.

9. Spis literatury

- Achim A, Ruel J.-C., Gardiner B.A., 2005. Evaluating the effect of precommercial thinning on the resistance of balsam fir to windthrow through experimentation, modelling, and development of simple indices. *Can. J.For.Res.* 35: 1844 – 1853.
- Almquist B.E., Jack S.B, Messina M.G., 2002. Variation the tree fall gap regime in a bottomland hardwood forest: relationships with micro topography. *Forest Ecology and Management* 157: 155 – 163.
- Ancelin Ph., Courbaud B., Fourcaud Th., 2004. Development of an individual tree-based mechanical model predict wind damage within forest stands. *Forest Ecology and Management* 203: 101- 121.
- Andrzejewski L., 2001. Położenie geograficzne i ogólna charakterystyka środowiska geograficznego. (W:) A. Przystalski (red.) *Przyroda Województwa Kujawsko – Pomorskiego*. Kujawsko-Pomorski Urząd Wojewódzki, Wojewódzki Konserwator Przyrody, Bydgoszcz.
- Antos J.A., Zobel D.B., 1985. Recovery of forest understories buried by tephra from Mount St. Helens. *Vegetatio* 64: 103 –111.
- ArcView GIS, 1996. The Geographic Information System for Everyone. *Using ArcView GIS*. ESRI.
- ArcView Image Analysis, 2000. Enhanced Image Integration. *Display and Analysis*. ESRI.
- Asner G.P., Palace M., Keller M., Pereira R., Jr., Silva J.N.M., Zweede J.C., 2002. Estimating canopy structure in an Amazon forest from laser range finder and IKONOS satellite observations. *Biotropica* 34 (4): 483-492.
- Asner G.P., Warner A.S., w druku. Canopy shadow in the LBA IKONOS satellite achieve: Implications for multispectral studies of tropical forest and savanna. *Remote Sens. Environ.*
- Assman E., 1967. Über einige Möglichkeiten, den Gefährdungsgrad und Pflegebedarf, die Holzqualität und geldwerte Leistung von Rein - und Mischbestockungen günstig beeinflussen. *Forstwissenschaftliches Centrallblatt*. H.2.
- Atlas Rzeczypospolitej Polskiej. 1993-1997. Najgrakowski M. i in. (red.). Polska Akademia Nauk, Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania im. Stanisława Leszczyckiego, Główny Geodeta Kraju. Warszawa.
- Badian-Aszkenazowa R., 1913. Wpływ lasów na klimat. *Sylwan* 31: 34-44.
- Bakula M., Oszczak S., Pelz-Mieszkowska R., Suchocki M, Chrostowska, M., Rudziński M., 2006. Analiza precyzji i dokładności pomiarów GPS w warunkach leśnych. *Roczniki Geomatyki T.IV, z.3: 23 - 32*
- Barnes B.V., Zak D.R., Denton S.R., Spurr S.H., 1998. *Forest ecology* John Wiley and Sons, Inc. New York
- Barszcz J., Kozak J., Wężyk P., Widacki W., 1995. Health Condition of Forest in the Silesian Beskid, Polish Carpathians 194-195. [W:] L. Beckel (red.) *Satellite Remote Sensing Forest Atlas of Europe*.
- Barszcz J., Kozak J., Widacki W., 1994. The Forest Degradation in the Silesian Beskid Mts., Poland. 895 – 900. [W:] 8th Annual Symposium on Geographic Information Systems in Forestry, *Environmental and Natural Resources Management*. Vancouver, Canada, Symposium Proceedings, T. 2.
- Baskin Y., 1999. Yellowstone fires: a decade later. *BioScience* 49: 93 – 97.
- Basnet K., 1993. Recovery of a tropical rain forest after hurricane damage. *Vegetatio* 109: 1 - 4

- Batista W.B., Platt W.J., Macchiavelli R.E., 1998. Demography of a shade - tolerant tree (*Fagus grandifolia*) in a hurricane - disturbed forest. *Ecolog.* 79: 38-53.
- Becquerel Z., 1853. *Ces climats et de l'influence qu'exersent les sols boisés*. Paris.
- Bellingham P.J., Tanner E.V.J., Healey J.R., 1994. Sprouting of trees in Jamaican montane forests after hurricane. *J. Ecol.* 82: 747 – 758.
- Bernadzki E., 1995. Gospodarka leśna w obliczu zmian klimatu. [W:] (Banaszak i Tobolski red.) *Park Narodowy Bory Tucholskie. Stan posiadania na tle kompleksu leśnego Bory Tucholskie*. Wyd.Uczelniane Akademii Bydgoskiej, Bydgoszcz.
- Bielecka E., Ciołkosz A., 2000. Zmiany użytkowania ziemi w dorzeczu Odry w świetle zdjęć satelitarnych i archiwalnych materiałów kartograficznych. s: 91-102. *Fotogrametria w geografii 31, Problemy telegoinformacji*. Polskie Towarzystwo Geograficzne, Klub Teledetekcji Środowska. Warszawa.
- Bilczyński S., 1967. Huragan w Sudetach. *Las Polski* 2: 13 – 15.
- Biskup M., 1954. *Rozmieszczenie własności ziemskiej województwa pomorskiego i łęborskiego w drugiej połowie XVI wieku*. Zakład Graf. PZWS, Bydgoszcz.
- Bocheński A., Lewińska J., Rzymkowski A. 1966. Wpływ rzeźby terenu na powstawanie wiatrołomów górach. *Sylvan* 1: 15 - 28.
- Boiński M., 1999. Podstawy geobotanicznej delimitacji Rezerwatu Biosfery „Bory Tucholskie”. [W:] A. Barcikowski, M. Boiński, A. Nienartowicz (red.) *Wielofunkcyjna rola lasu. Ochrona przyrody – Gospodarka – Edukacja*. O.W. „Turpress”, Toruń.
- Boiński M., 2002. Roślinność leśna Tucholskiego Parku Krajobrazowego. [W:] M. Ławrynowicz, B. Rózga (red.) *Tucholski Park Krajobrazowy 1985-2000. Stan wiedzy: 245-355*, Wyd. Uniwersytetu Łódzkiego, Łódź.
- Boiński M., 1988. Roślinność doliny rzeki Kulawej. *Acta Universitatis Nicolai Copernici, Biologia* 69: 73-95.
- Boose E.R., Foster D.R., Fluet M., 1994. Hurricane impact to tropical and temperate forest landscapes. *Ecol. Monogr.* 64: 369 – 400.
- Bormann F.H., Likens G.E., 1981. *Pattern and Process in a Forested Ecosystems*. Springer-Verlag, New York, Heidelberg, Berlin.
- Borzyszkowski J., 1984. *Dzieje Brus i okolicy*. Zrzeszenie Kaszubsko-Pomorskie, oddział w Chojnicach i Oddział Miejski w Gdańsku, Gdańsk.
- Bosh C., Pfannkuch E., Baum U., Rehfuess K.E. 1983. Über die Erkrankung der Fichte, (*Picea abies* Karst.) in den Hochlagen des Bayerischen Waldes. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 103, 3: 167-181.
- Boutet J.C., Weishampel J.F., 2003. Spatial pattern analysis of pre- and post-hurricane forest canopy structure in North Carolina, USA. *Landscape Ecology* 18: 553-559.
- Braun S., Schindler Ch., Volz R., Fluckiger W., 2003. Forest damages by the storm „Lothar” in permanent observation plots in Switzerland: the significance of soil acidification and nitrogen deposition. *Water, Air, and Soil Pollution* 142: 327-340.

- Brünig E.F., Henveldop J., Schneider T.W. 1977. Produkcyjno-ekologiczne i hodowlane wnioski z katastrofy huraganowej w dniu 13 listopada 1972. *Sylwan* 4.
- Budziszewska E., Morawska-Horawska M. 1969. Przypadek wystąpienia niskotroposferycznego prądu strumieniowego u powierzchni ziemi w Karpatach Zachodnich. *Przegląd Geofizyczny* 1:43 – 64.
- Burdett A.N., Simpson D.G. Thompson C.F., 1983. Root development and plantation establishment succes. *Plant and Soil* vol.: 1-3.
- Burschel P., Kürsten E., Larson B.C., 1993. Die Rolle von Wald und Forstwirtschaft im Kohlenstoffhaushalt -eine Betrachtung für die Bundesrepublik Deutschland, *Forstl. Forschungsber. Schriftenreihe d.Forstw. Fak.d.Univ. München und Bayern. Forstl. Versuchs u. Forschungsanst.*, 126.
- Bychawska S., 1983. Występowanie ważniejszych kambio i ksylofagów sosny w drzewostanach uszkodzonych przez huragany. *Sylwan* 6: 45 – 52.
- Bychawska S., 1981. *Opracowanie optymalnych metod usuwania szkód pohuraganowych w aspekcie ochrony lasu przed szkodnikami wtórnymi w drzewostanach sosnowych. Dokumentacja.* IBL, Warszawa.
- Bzowski M., Dziewolski J., 1973. Zniszczenia w lasach Tatrzańskiego Parku Narodowego spowodowane przez wiatr halny wiosną 1968 r. Zakład Ochrony Przyrody PAN. *Ochrona Przyrody*, 38: 115 – 154.
- Capecki Z., 1975. Katastrofalne wiatrołomy na północy RFN i NRD. *Sylwan* 5: 60-64.
- Capecki Z., 1983. Charakterystyka zdrowotności i zagrożenia lasów karpackich w Polsce. *Prace IBL* 617.
- Capecki Z., 1986. Gradacja zagrożenia lasów górskich i możliwości ich ochrony. *Sylwan* 2-3: 13-24.
- Capecki Z., 1971. Klęski żywiołowe w lesie. *Sylwan* 2: 66 – 73.
- Capecki Z., Zwoliński A., 1984. Charakterystyka zagrożenia lasów Karkonoskiego Parku Narodowego. *Sylwan* 8: 1-22.
- Ceynowa - Gieldon M., 1984. Roślinność. (W:) R. Galon (red.) *Województwo toruńskie. Przyroda – ludność i osadnictwo – gospodarka* s: 207 –239, PWN Warszawa - Poznań- Toruń.
- Chavez P.S. Jr., 1989. Radiometrie Calibration of Landsat Thematic Mapper Multispectral Images. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 55 (9): 1285-1294.
- Chojnacka-Ożga L., Ożga W., 1998. Kierunek i prędkość przepływu powietrza w rejonie ściany lasu. *Sylwan* 8: 65 – 72.
- Chroust L., 1980. Erziehung von den durch Schnee und Wind gefahrdeten Fichtenbeständen, *Schriften aus der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen*, Band 67
- Cieszewska A., 2000. Model płąt - korytarz - matryca a model geokompleksu - konfrontacja granic, [W:] M. Pietrzak (red.) *Granice krajobrazowe. Podstawy teoretyczne i znaczenia praktyczne. Problemy Ekologii Krajobrazu* tom VII. Bogucki Wyd. Naukowe, Poznań.
- Ciołkosz A., Dąbrowska-Zielińska K., 1993. Zastosowanie zdjęć satelitarnych do szacowania wielkości produkcji z trwałych użytków zielonych w Polsce, *Fotointerpretacja w geografii*: 23, Polskie Towarzystwo Geograficzne, Warszawa, s. 53-67.

- Ciołkosz A., Jakomulska A., 2004. *Przetwarzanie cyfrowych zdjęć satelitarnych*. Wyd. Uniwersytetu Warszawskiego, Warszawa.
- Ciołkosz A., Kęsik A., 1989. *Teledetekcja satelitarna*. PWN, Warszawa.
- Clark D.B., Castro C.S., Alvarado L.D.A., Read J.M., 2004. Quantifying mortality of tropical rain forest trees. *Ecology Letters* 7: 52-59.
- Clark D.B., Read J.M., Clark M.L., Cruz A.M., Dotti M.F., Clark D.A., 2004. Application of 1-m and 4-m resolution satellite data to ecological studies of tropical rain forest. *Ecological Applications* 14(1): 61-74.
- Clarke R., 2001. Lothar and Martin. *WMO Bulletin* 50: 54-59.
- Costello J.D., Leopold D.J., Smallidge P.J., 1995. Pathogens, patterns and processes in forest ecosystems. *BioScience* 45: 16 – 24.
- Coutts M.P., Grace J. (red.), 1995. *Wind and Trees*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Cucchi V., Bert D., 2003. Wind firmness in *Pinus pinaster* Ait. Stands in Southwest France: influence of stand density, fertilization and breeding in two experimental stands damaged during the 1999 storm. *Ann. For. Sci.* 60: 209-226.
- Cutts M.P., Lewis G.J., 1983. When is the structural root system determined in Sitka spruce? *Plant and Soil* s. 1-3.
- Cwojdziański J., 1956. Wiatr. *Gazeta Obserwatora PIHM* z. 2, R.IX. 98: 9 - 13.
- Cyzman W., 1991. Zróżnicowanie zbiorowisk leśnych i zaroślowych w Kotlinie Toruńskiej i Kotlinie Płockiej. Praca doktorska wykonana w Zakładzie Botaniki Ogólnej oraz w Zakładzie Taksonomii i Geografii Roślin UMK w Toruniu, Toruń.
- Czarnecki K., 1995. *Geodezja współczesna w zarysie*. Wydawnictwo Wiedza i Życie, Warszawa.
- Dale V., Offerman H., Frohn R., Gardner R., 1995. Landscape characterization and biodiversity research. Measuring and monitoring biodiversity in tropical and temperate forest, *Proceedings of a IUFRO Symposium held at Chian Mai, Thailand 27.08-2.09.1994*.
- Daubenmire R.F., 1973. *Rośliny i środowisko*. PWN, Warszawa.
- Delcourt H.R., Delcourt P.A., Thompson W., 1983. Dynamics plant ecology. The spectrum of regeneration change in space and time. *Quaternary Science Review* 1:153 –175.
- Dobbertin M. 2002. Influence of stand structure and site factors on wind damage comparing the storms Vivian and Lothar. *For. Snow.Landsc. Res.* 77, 1/2 : 187-205.
- Domin D.J., 2001. IDRISI 32. [W:] A. Nienartowicz, M. Kunz (red.), *GIS i teledetekcja w badaniach struktury i funkcjonowania krajobrazu*. Wyd. Turpress, Toruń, s. 289-292.
- Drelich I., 2000. Informacja teledetekcyjna w zasilaniu baz danych o obszarach chronionych Euroregionu Karpackiego *Fotogrametria w geografii* 31, Problemy telegeoinformacji, Polskie Towarzystwo Geograficzne, Klub Teledetekcji Środowiska s.46-81, Warszawa.
- Drury S.A., 1990. *A Guide to Remote Sensing, Interpreting Images of the Earth*. Science Publications, Oxford.

- Dunn C.P., Gunterspergen G.R., Dorney J.R. 1983. Catastrophic wind disturbance in an old-growth hemlock-hardwood forest, Wisconsin. *Can J. Bot.* 61: 211-217.
- Dysarz R., 1998. Zarys geomorfologii i typy krajobrazu naturalnego w północnej części Borów Tucholskich., [W:] J. Banaszak i K. Tobolski (red.) *Park Narodowy Bory Tucholskie. Stan posiadania na tle kompleksu leśnego Bory Tucholskie*. Wyd. Uczelniane Akademii Bydgoskiej, Bydgoszcz.
- Dzięgielewska A., 2001. Katakлизmy w lasach. *Las Polski* 20: 23.
- Eastman J. R., 1999. *Guide to GIS and Image Processing*. Clark Labs, Worcester.
- Ebdon D., 1988. *Statistics in geography*. Second Edition, Basil Blackwell.
- Ebermayer E. , 1873. *Physikalische Einwirkung des Waldes auf Luft und Boden*. Aschaffenburg.
- Ebermayer E. , 1895. Über die Ermittlung der Temperaturunterschiede zwischen Wald und Feld. *Meteorologische Zeitschrift* s: 361-368.
- Ehwald E., 1963. Zum Begriff und Wesen der Bodenfruchtbarkeit. *Sitzungsberichte* 12, 14: 3 – 29.
- Eisenberg A., Melton J., Kulkarni K., Michels J.-E., Zemke F., 2004. *SQL: 2003*. Has Been Published. SIGMOD Record, t.33, (1): 119-126.
- Encyklopedia PWN*. 2001. Seria multimedialna, <http://pwn.pl> .
- England A.H., Baker C.J., Saunderson S.E.T., 2000. A dynamic analysis of windthrow of trees. *Forestry* 73, 3: 225-237.
- ERDAS Field Guide, 1998. *Przewodnik geoinformatyczny*. Geosystems Polska, Warszawa
- Faliński J.B., 1988. Sucesion, regeneration and fluctuation in the Białowieża Forest (NE Poland). *Vegetatio*. 77:115 – 128.
- FAO, 2001. Global forest resources assessment. 2000, *FAO Forestry Paper* 140.
- Fiorella M., Ripple W.J., 1993. Analysis of Conifer Forest Regeneration Using Landsat Thematic Mapper Data. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 59 (9): 1383-1388.
- Forman R.T.T., Godron M., 1986. Patches. s: 83 - 120 [W:] *Landscape Ecology*, John Wileys & Sons.
- Foster D.R., Boose E.R., 1992. Patterns of forest damage resulting from catastrophic wind in central New England, USA. *Journal of Ecology* 80: 79-98.
- Franklin S.E., Wulder M.A., Gerylo G.R., 2001. Texture analysis of IKONOS panchromatic data for Douglas-fir forest age class separability in British Columbia. *Int. J. Remote Sens.* 22: 2627-2632.
- Frączyk P., Lamparski J., Modliński G., 1996. Podstawy działania systemu GPS. [W:] I Krajowa Konferencja Zastosowań GPS. Mat. Konferencyjne, Krajowe Centrum Informacji GPS, Poznań.
- Fuller D.O., 2001. Forest fragmentation in Loudoun Country, Virginia, USA evaluated with multitemporal Landsat imagery. *Landscape Ecology* 16: 627-642.
- Furmańczyk K., 1980. *Zarys fotointerpretacji*. Wyd. Uniwersytetu Gdańskiego, Gdańsk.

- Furusawa T., Pahari K., Umezaki M., Ohtsuka R., 2004. Impacts of selective logging on New Georgia Island, Solomon Islands evaluated using very-high-resolution satellite (IKONOS) data. *Environmental Conservation* 31: 349-355.
- Gabała J., 1981. Analiza warunków biometeorologicznych w okresach efektów fenowych w wysokogórskiej części Tatr, na przykładzie Kasprowego Wierchu. Maszynopis Pracy Mgr, Zakład Klimatologii IG i GP, UJ, Kraków.
- Gaillard J.M., Duncan P., Delorme D., Laere G., Pettorelli, Maillard D., Renaud G., 2003. Effects of hurricane Lothar on the population Dynamics of European Roe Deer. *Journal of Wildlife Management* 67(4): 767-773.
- Galon R., 1953. *Monografia doliny i sandru Brdy*. Studia Societatis Scientiarum Toruniensis. Sectio C, 1, 6 : 1-54.
- Gardiner B.A., Peltola H., Kellomäki S., 2000b. Comparison of two models for predicting the critical wind speeds required to damage coniferous trees. *Ecological Modelling* 129: 1-23.
- Gardiner B.A., Quine Ch.P., 2000a. Management of forests to reduce the risk of abiotic damage - a review with particular reference to the effects of strong winds. *Forest Ecology and Management* 135: 261-277.
- Gardiner B.A., Stacey G.R., Belcher R.E., Wood C.J., 1997. Field and wind tunnel assessment of the implications of respacing and thinning for tree stability. *Forestry* 70,3: 233-252.
- Garwood N.C., Janos D.P., Brokaw N.L., 1979. Earthquake - caused landslide: a major disturbance to tropical forest. *Science* 205: 997 – 445.
- Garza-Perez J.R., Lehman A., Arias-Gonzales J.E., 2004. Spatial prediction of coral reef habitats: integrating ecology with spatial modeling and remote sensing. *Marine Ecology Progress Series* 269: 141-152.
- Gentry A.H. (red), 1990. *Four neotropical rain forest*. Yale University Press, New Haven.
- Georgii W., 1934. Die Lufthülle. (W:) Supan A. i Obst E, (eds), *Die Grundzüge der physischen Erdkunde*, Berlin – Lipsk.
- Giefing D. F. 1995a. Zasady postępowania przy usuwaniu skutków klęsk żywiołowych. Projekt Badawczy Zamawiany PZB 067/01 1995r.
- Giefing D. F. 1995a. Usuwanie skutków klęski huraganu w lasach Niemiec w 1990 roku. *Sylwan* 7: 51-59.
- Glanc W., Jakubowski M., 1999. Huragan w Nadleśnictwie Włoszczakowice *Las Polski* 24: 22 – 23.
- Gliszczyński A., 1999. Obciążenie fizyczne pracowników zatrudnionych przy usuwaniu wiatrołomów. *Sylwan* 8: 95-102.
- Gorzela A., 1999. *Zalesianie terenów porolnych*. IBL, Warszawa.
- Gotlib D., Iwaniak A., Olszewski R., 2006. *Budowa krajowej infrastruktury danych przestrzennych w Polsce – harmonizacja baz danych referencyjnych*, Katedra Geodezji i Fotogrametrii, Akademia Rolnicza we Wrocławiu; Wrocław.
- Gregor A., 1929. *Tepelné poméry*. Československa. Praha.
- Gumiński R., 1951. Las jako czynnik makroklimatyczny. *Wiadomości służby hydrologicznej i Meteorologicznej*. T.III, Z: 2:19- 37, Wydawnictwa komunikacyjne - Państwowy Instytut Hydrologiczno -Meteorologiczny, Warszawa.
- Gust G., 2001. Klęski żywiołowe w Nadleśnictwie Jamy *Las Polski* 20: 22-23.

- Guy Carpenter 2003. *Occurrence of maximum wind speeds in Poland and their effects*. IMGW, Warszawa i Guy Carpenter Instrat, Londyn.
- Hanewinkel M., 2005. Neural network for assessing the risk of windthrow on the forest division level: a case study in southwest Germany. *Eur. J. Forest Res.* 124: 243 - 249.
- Hansen M.J., Franklin S.E., Woudsma C.G., Peterson M., 2001. Caribou habitat mapping and fragmentation analysis using Landsat MSS, TM and GIS data in the North Columbia Mountains, British Columbia, Canada. *Remote Sensing of Environment* 77: 50-65.
- Hassinen A., Lemettinen M., Peltola H., Kellomäki S., Gardiner B., 1998. A prism-based system for monitoring the swaying of trees under wind loading. *Agricultural and Forest Meteorology* 90: 187-194.
- Hauser M., Mucina L., 1991. Spatial interpolation methods for interpretation of ordination diagrams. In: E. Feoli and L. Orloci (eds.), *Computer Assisted Vegetation Analysis*, s. 299-316. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht/Boston/London.
- Helmer E.H., Brown S., Cohen W.B., 2000. Mapping montane tropical successional stage and land use with multi-date Landsat imagery. *International Journal of Remote Sensing* 21 (11): 2163-2183.
- Hintikka V., 1974. *Notes on the ecology of Armillariella mellea in Finland*. Karstenia, 14.
- Holeksa J., 1997. Wielkość rezerwatów a możliwość ochrony naturalnych ekosystemów leśnych. *Ochrona Przyrody*, 54: 3 – 13.
- Holeksa J., Karczmarski J., Wilczek Z., Ciapała S., 1996. "Rezerwat "Romanka w Bekidzie Żywieckim " jako przykład niewłaściwej ochrony ekosystemu leśnego. " *Ochrona Przyrody*, 53: 19 – 35.
- Holling C.S. 1992. The role of forest insects in structuring the boreal landscape. (W:) Shugart H.H., Leemans R., Bonan G.B. (eds) *A system analysis of the global boreal forest*. 170 –191, Cambridge University Press, Cambridge.
- Hopkin A., Williams T., Sajan R., Pedlar J., Nielsen C., 2003. Ice storm damage to eastern Ontario forests: 1998-2001. *The forestry chronicle* 79,1.
- Hopkin A. A., Greifenhagen S., Holland J., 2001. Decay, stains, and beetles in ice-storm-damaged forests: A review. *The forestry chronicle* 77,4.
- Hoppe J., 1898. Forstmeteorologische Studien in Karstgebiete. *Zentralblatt für das gesamte Forstwesen*, D.Verlag, Berlin.
- Hudak A.T., Lefsky M.A., Cohen W.B., Berterretche M., 2002. Integration of lidar and Landsat ETM+ data for estimating and mapping forest canopy height. *Remote Sensing of Environment* 82: 397-416.
- Hütte P., 1967. Die standörtlichen Voraussetzungen der Sturmschäden. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* H. 6: 56-77.
- Iwaniak A., 2005. Generalization of the Topographic Database with DynaGen and GeoMedia. GeoSpatial Word, San Francisco.
- Jakubowska - Gabara J., 1989. Leśne zbiorowiska zastępcze. *Wiadomości Botaniczne* 33, 1: 9 – 18.
- Jewuła E., 1975. Lokalizacja szkód powodowanych przez wiatry w drzewostanach górskich. *Sylwan* 10: 27 – 33.

- Jewuła E., Zawada J., 1972. *Szkody w drzewostanach górskich powodowane przez wiatr, okiść i szadź*. PWRiL, Warszawa.
- Johann K., 1981. Nicht Schnee, sondern falsche Bestandserhaltung verursacht Katastrophen. *Allgemeine Forstzeitung* F.6
- Johnson L.F., Roczen D.E., Youkhana S.K., Nemani R.R., Bosh D.F. 2003. *Mapping vineyard leaf area with multispectral satellite imager*. Computer and electronics in agriculture.
- Johnson L.F., 2003. Temporal stability of an NDVI-LAI relationship in a Napa Valley vineyard. *Australian Journal of Grape and Wine Research* 9: 96-101.
- Kacprzak M., 1994. Rys historyczny działalności cywilnych służb topograficznych 1945-1989 s. 37-44. *Polska kartografia map topograficznych. IX Szkoła Kartograficzna*. Uniwersytet Warszawski, Warszawa.
- Kaniewski Ł., 2004. Powstrzymać wiatr. *Dziennik Rzeczpospolita*, 59, 10-03-2004.
- Kardaś P., 2000. Zastosowanie telegeoinformacji w badaniach zmian pokrycia terenu Magurskiego Parku Narodowego w latach 1935-1999, *Fotogrametria w geografii* 31 s: 82-90, problemy telegeoinformacji, W-wa, Polskie Towarzystwo Geograficzne, Klub Teledetekcji Środowska.
- Kellomäki S., Peltola H. I in. 1998. *Silvicultural strategies for predicting damage to forests from wind, fire and snow*. Tiedonantoja (Research notes) 73 University of Joensuu.
- Kellomäki S., Peltola H., 1999. Silvicultural strategies in forest management to optimize yield and growth in boreal forests while minimizing the risks of wind and snow damage, [W:] C.A. Brebbia and J.L. Usó *Ecosystems and Sustainable Development*. Advances in Ecological Sciences – Vol. 2: 285-303, WIT Press, Joensuu.
- Kennedy P. (red.), 1997. *Application of Remote Sensing in European Forest Monitoring*. European Commission, Luxembourg.
- Kerzenmacher T., Gardiner B., 1998. A mathematical model to describe the dynamic response of a spruce tree to the wind. *Trees* 12: 385-394.
- Kim J., Guo Q, Baldocchi D.D., Leclerc M.Y., Xu L., Schmidt H.P., 2006. Upscaling fluxes from tower to landscape: overlaying flux footprint on high-resolution (IKONOS) images of vegetation cover, *Agriculture and Forest Meteorology* 136: 132 – 146.
- Kimes D.S., Nelson R.F., Salas W.A., Skole D.L., 1998. Accuracies in mapping secondary tropical forest age from sequential satellite imagery. *Remote Sensing Environment* 65: 112-120,
- Kimes D.S., Nelson R.F., Salas W.A., Skole D.L., Mapping secondary tropical forest and forest age from SPOT HRV data. *International Journal Remote Sensing* 20 (18): 3625-3640.
- Klima L., Mróz K., 1938. Powiat chojnicki w świetle cyfr, Polskie Towarzystwo Krajoznawcze, Oddział Chojnicki.
- Knoerzer D., 2004. Was ist eine Sturmwurffläche? Versuch einer Antwort auf eine nur scheinbar triviale Frage. *Allgemeine Forst und Jagdzeitung* 175: 109 - 117.
- Kołodziejczyk M., 2001. Trąba powietrzna w Nadleśnictwie Lubartów. *Las Polski* 18: 5.
- Komiczny A., Nowicki A., Plutecki W., Wisiński S., 1998. Leśne mapy numeryczne podstawą systemu informacji przestrzennej w leśnictwie. *Sylwan*, 6: 85-95.

- Kondracki J., 1978. *Geografia fizyczna Polski*. PWN, Warszawa.
- Kondracki J., 2000. *Geografia regionalna Polski*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Kondracki J., 1988. *Geografia fizyczna Polski*. Wyd. VI. PWN, Warszawa.
- Konopka J., 1980. Ochrana lesa proti abiotickým škodlivým činitelom vetru a snehu. *Lesnicky časopis* 3.
- Korpala A., 2006. Analiza stanu i zagrożeń środowiska przyrodniczego północnej części Zaborskiego PK na podstawie karowania Sozologicznego i fotointerpretacji, Praca magisterska wykonana pod kierunkiem prof. A Ciołkosza w Zakładzie teledetekcji i Kartografii, UMK, Toruń.
- Korpetta D., Nowicki A., Olenderek H., Piekarski E., 1994. Wykorzystanie systemów informacji geograficznej w polskich Parkach Narodowych. *Materiały konferencji naukowo-technicznej „Systemy informacji przestrzennej o lasach”* s.: 57-70 Warszawa.
- Kovacs J.M., Flores-Verdugo F., Wang J., Aspden L.P., 2004. Estimating leaf area index of a degraded mangrove forest using high spatial resolution satellite data. *Aquatic Botany* 80: 13-22.
- Kovacs J.M., Wang J., Flores-Verdugo F., 2005. Mapping mangrove leaf area index at the species level using IKONOS and LAI-2000 sensors for the Agua Brava Lagoon, Mexican Pacific. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 62: 377-384.
- Kozak J 1996. Przestrzenny model degradacji lasów Beskidu Śląskiego. [W:] R. Domański (red.) Nowa generacja w badaniach gospodarki przestrzennej, PAN, Komitet przestrzennego zagospodarowania kraju, Warszawa, s. 511 - 337.
- Kozinski G., Nienartowicz A., Domin D.J., 2004. Application of cartographic sources, satellite imagery Landsat 7ETM+ and GIS technology to spatial analysis of windthrows in Bory Tucholskie forest, [W:] R. Goossens (red.), *Remote Sensing in Transition.*, Millpress Rotterdam Netherlands.
- Koziński G., 2001. Zastosowanie fotointerpretacji satelitarnej i światowego systemu lokalizacyjnego (GPS) do oceny degradacji lasów górskich s: 133 – 145. [W:] Nienartowicz A., Kunz M. (red.), *GIS i teledetekcja w badaniach struktury i funkcjonowania krajobrazu*. Wyd. Turpress, Toruń.
- Koziński G., 2000. Degradacja lasów w paśmie Policy w Beskidzie Żywieckim. Komputeropis pracy mgr, Zakład Systemów Informacji Geograficznej, Instytut Geografii Uniwersytet Jagielloński, Kraków.
- Koziński G., Nienartowicz A., 2006. Spatial distribution and extent of damages caused by wind storms in treestands of the Tuchola Forest : 89- 105. [W:] A. Kolk (red.) *Insect outbreaks in managed and unmanaged forests*. Forest Research Institute, Warsaw.
- Krzysik F., 1955. Szkody huraganowe w lasach Polski. *Sylwan* 2: 149 – 150.
- Kujawiński K., 2002. *Gospodarze i hodowlane konsekwencje huraganu na przykładzie drzewostanów Nadleśnictwa Gniewkowo*. Praca dyplomowa wykonana w Katedrze Hodowli Lasu (SGGW, Wydz. Lesny) pod kierunkiem dr. Hab. Bogdana Brzezieckiego, prof. SGGW.
- Kunz M., 2001a. Globalny System Pozycjonowania (GPS) dla tworzenia GIS. [W:] Nienartowicz A., Kunz M., (red.), *GIS i teledetekcja w badaniach struktury i funkcjonowania krajobrazu*. Wyd. Turpress, Toruń, s. 267-274.

- Kunz M., 2001b. Środowisko programowe MicroStation dla celów GIS s. 275-282. [W:] Nienartowicz A., Kunz M., (red.), *GIS i teledetekcja w badaniach struktury i funkcjonowania krajobrazu*. Wyd. Turpress, Toruń.
- Kunz M., 2005. *Wpływ zmian sposobu użytkowania terenu i zasad hodowli lasu na heterogeniczność krajobrazu leśnego (ocena w technologii Systemów Informacji Geograficznej)*. Rozprawa doktorska - komputeropis. Wydział Bi-
NoZ UMK, Toruń.
- Kunz M., 1999. MicroStation Descartes - sporządzanie cyfrowej fotomapy. *CAD-CAM Forum* 7: 43-46.
- Kunz M., Nienartowicz A., Deptuła M., 2000. The use of satellite remote sensing imagery for detection of secondary forests on post-agricultural soils: A case study of Tuchola Forest, Northern Poland. J.L. Casanova (ed.) *Remote Sensing in the 21st Century. Economic and Environmental Applications*, pp. 61-66.
- Kwiatkowski J., 1969. Klimatologiczna geneza wyłomów leśnych w Karkonoszach. *Czasopismo Geograficzne*, XL (3): 365 - 370.
- Kwiatkowski J., 1975b. Rola fenów karkonoskich w gospodarce leśnej Kotliny Jeleniogórskiej. *Zeszyty problemowe postępów nauk rolniczych*. 162: 527 – 540.
- Kwiatkowski J., 1979. Zjawiska fenowe w Sudetach i na przedpolu Sudetów. *Problemy zagospodarowania ziem górskich*, PAN, Komitet zagospodarowania ziem górskich, Z.20 : 243 – 277.
- Kwiatkowski J., 1975a. Zasięg fenów sudeckich i ich wpływ na mezoklimat regionów południowo -zachodniej i środkowej Polski. *Przegląd Geofizyczny* R. XX(XXVIII), 1: 15 – 30.
- Kwiatkowski J., Woźniak Z. 1979. Uwagi o mezoklimacie równi pod Śnieżką w Karkonoszach. *Problemy zagospodarowania ziem górskich*, PAN, Komitet zagospodarowania ziem górskich, Z.20 : 11 – 32.
- Kwinichidze M., 1957. Żyzność gleb jako podstawowe zagadnienie gleboznawstwa i agrochemii. *Materiały Zjazdu PTG w Gdańsku 4 - 7IX 1957 r.*
- Lach R., Polak A., 1999. Od programu CORONA do satelity IKONOS. *Trendy rozwojowe wysokorozdzielczych satelitów obrazowych*. Polsk. Tow. Inf. Przestrz.- IX Konferencja Naukowo - Techniczna Systemy Informacji Przestrzennej, warszawa 14-15 Września 1999.
- Lach R., Polak A., 1999. IKONOS wystartował. *Geodeta. Magazyn Geoinformacyjny*, 12 (55), Warszawa.
- Laurance W. F., Ferreira L. V., Rankin de-Merona J. M., Laurance S.G., 1998. Rain forest fragmentation and the dynamics of amazonian tree communities. *Ecology* 79,6: 2032-2040.
- Lekes V., Dandul I., 2000. Using airflow modeling and spatial analysis for defining wind damage risk classification (WINDARC). *Forest Ecology and Management* 135: 331-344.
- Lertzman K.P., Krebs C.J. 1991. Gap-phase structure of a subalpine old-growth forest. *Can. J. For. Res.* 21: 1730 – 1741.
- Lewińska J., 1971. O wpływie podłoża na rozkład kierunków i prędkości. *Folia Geographica. Ser. Geograp. -phsica.* , T: 5: 25 – 42.
- Lewiński S., 1994. Satelitarna mapa Polski. *Fotointerpretacja w Geografii, Problemy Telegeoinformacji* 24. Polskie Towarzystwo Geograficzne, Warszawa, s. 38-40.

- Lewiński S., Goljaszewski Z., Skocki K., . Mapy satelitarne województwa opolskiego i dolnośląskiego, *Archiwum Fotogrametrii, Kartografii i Teledetekcji*. 10: 51.1-51.4, Polskie Tow. Fotogrametrii i Teledetekcji, Kraków.
- Lindemann J.D., Baker W. L., 2001. Attributes of blowdown patches from a severe wind event in Southern Rocky Mountains, USA *Landscape Ecology* 16: 313-325.
- Lisowski A., 1993. *Skutki występowania wybranych zagrożeń naturalnych i ich percepcja* Uniwersytet Warszawski, Wydz. Geografii i Studiów Regionalnych Warszawa.
- Lityński J., 1969. Liczbowa klasyfikacja typów cyrkulacji i typów pogody w Polsce *Prace PIHM*, 97:3 - 15.
- Liu Ch., Glitzenstein J.S., Harcombe P.A., Knox R.G. 1997. Tornado and fire effects on tree species composition in a savanna in the Big Thicket National Park, southeast Texas, USA. *Forest Ecology and Management* 91: 279 - 289.
- Löffelholz-Colberg 1872. *Znaczenie i doniosłość lasu*. Lipsk.
- Loope L., Duever M., Herndon A., Snyder J., Jansen D., 1994. Hurricane impact on uplands and freshwater swamp forest. *BioScience* 44: 238 – 264.
- Lorenc H., 1999. Wiatr jako element zagrożenia. *Wiad. IMGW*, z.2, tom XXII: 43 - 58.
- Lorenc H., 1996. Struktura i zasoby energetyczne wiatru w Polsce. *Mat. Bad. IMGW, Seria: Meteorologia* - 25.
- Lorenc H., 1992. Zasoby wiatru w Polsce. *Mat. Bad. IMGW, Seria: Meteorologia* -18.
- Lorenc H., 2005. Trąby powietrzne w Polsce, http://www.imgw.pl/wl/internet/zz/zz_xpages/klimat/klimat_pliki/archiwum/klimat_02032005.html .
- Lorenc H., 1991. Próba oceny zasobów energii wiatru w Polsce. *Przegląd Geofizyczny* 3: 215 – 226.
- Lorimer C.G., Frelich L.E., Nordheim E.V., 1988. Estimating gap origin probabilities for canopy trees. *Ecology* 69: 778 – 785.
- Lundqvist L., Valinger E., 1996. Stem diameter growth of scots pine trees after increased mechanical load in the crown during dormancy and (or) growth. *Annals of Botany* 77: 59-62.
- Łajchtman D.Ł., 1944. Profil wiatru i obmien w przyziemnej słoje atmosfery. *Izw. An SSSR Ser. Geogr. i Geofiz.* 1.
- Łakomy T., Cieślak R., Rodak W., Kostrzewski T., 2001. Wpływ porażenia przez *Heterobasidion annosum* wybranych drzewostanów sosnowych i świerkowych na podstawie wiatrolomów i wiatrowałów w 1999 i 2000 r.. *Sylwan* 7: 43 - 54
- Łaska G., 1999. Zaburzenia a możliwości przewidywania zjawisk przyrodniczych. *Przegląd Przyrodniczy*, X. 1/2: 29-40.
- Łomnicki A., 2002. *Wprowadzenie do statystyki dla przyrodników*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Wyd. II, Warszawa.
- Łukaszewski J., 1969. *Próba ustalenia zależności pomiędzy warunkami pogodowymi a występowaniem chorób układu wieńcowego w Krakowie*. Maszynopis Pracy Mgr, Zakład Klimatologii IG i GP, UJ, Kraków.
- Mańka K., 1976. *Fitopatologia leśna*, PWRiL, Warszawa.

- Marion A., 1991. *An Introduction to image processing*. Chapman and Hali, London-New York-Tokyo-Melbourne-Madras.
- Masek J.G., 2001. Stability of boreal stands during recent climate change: evidence from landsat satellite imagery. *Journal of Biogeography* 28: 967-976.
- Matheiu, 1888. *Météorologie forestière et agricole*. Paris.
- Matheiu, 1876. Réleve des obseratoires de météorologie agrocole et forestiere. *Atlas meteorologique de l'Obseratoire de Pari*.
- Matuszkiewicz J.M., 1993. Krajobrazy roślinne i regiony geobotaniczne Polski. *Prace Geograficzne 158*, Polska Akademia Nauk, Zakład Narodowy im. Ossolińskich, Wrocław – Warszawa – Kraków.
- Mayer H., 1985. Baumschwindungen und Sturmgefärderungen des Waldes, *Münchener Uniwersitäts - Schriften*, Wissenschaftliche Mitteilung Nr. 51.
- Mayer H., Schindler D., 2002. "Forest meteorological fundamentals of storm damages in forests in connection with the extreme storm 'Lothar'. (Forstmeteorologische Grundlagen zur Auslösung von Sturmschäden im Wald in Zusammenhang mit dem Orkan "Lothar")." *Allgemeine Forst und Jagdzeitung* 173: 200-208.
- Mayer H., 1989. Windthrow. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B* 324, 267-281.
- Mayer P., Brang P., Dobbertin M., Hallenbarter D., Renaud J.P., Walthert L., Zimmermann S., 2005. Forest storm damage is more frequent on acidic soils. *Ann. For. Sci.* 62: 303-311.
- Mayer Ph., Brang P., Dobbertin M., Zimmermann St. 2004. Sturmschäden auf sauren Standorten häufiger. *Wald, Informationsblatt Forschungsbereich*, ISSN 1424-5701, 16:1-4.
- Mączka T., 1991. Wiatrołomy w TPN w latach 1986-1990. *Tatry* 2: 7.
- McMaster K., 2005. Forest Blowdown Prediction: A correlation of remotely sensed contributing factors, *NJAF* 22(1): 48 – 53.
- McNab W.H., Greenberg C.H., Berg E.C., 2004. Landscape distribution and characteristics of large hurricane-related canopy gaps in a southern Appalachian watershed. *Forest Ecology and Management* 196: 435-447.
- McNulty S.G., 2002. Hurricane impacts on US forest carbon sequestration. *Environmental Pollution* 116: 17-24.
- Mertens B., Lambin E.F., 1997. Spatial modelling of deforestation in southern Cameroon. *Applied Geography* 17 (2): 143-162.
- Michowiecki H., 2001. Zalesianie gruntów porolnych - uwarunkowania i potrzeby. *Las Polski* 18: 28 – 29.
- MicroStation 95, Users's Guide*. 1996. Bentley Systems, USA.
- MicroStation DesCartes, Users 's Guide*, 1998. Bentley Systems, USA.
- MicroStation GeoCoordinator, Users's Guide*, 1998. Bentley Systems, USA.
- Mikołuszko W., 2006. Białowieża, ostatnia puszcza Europy, *National Geographic*, Edycja polska, 10 (85): 26 - 53.

- Miotk G., 1986. Badania palinologiczne osadów z północnej części jeziora Godziszewskiego koło Tczewa (województwo gdańskie). *Badania Fizjograficzne nad Polską zachodnią*, XXXVI, Ser. A., Geogr.Fiz.: 123-136.
- Mitchell S. J., Hailemariam T., Kulis Y., 2001. Empirical modeling of cutblock edge windthrow risk on Vancouver Island, Canada, using stand level information. *Forest Ecology and Management* 154 (2001) 117-130.
- Mitchell S.J., 2000. Stem growth responses in Douglas-fir and Sitka spruce following thinning: implications for assessing wind firmness. *Forest Ecology and Management* 135: 105-114.
- Mitscherlich G., 1973. Wald und Wind, *Allegemeine Forst- und Jagdzeitung*, H. 4.
- Morling T., Valinger E., 1999. Effects of fertilization and thinning on heartwood area, sapwood area and growth in Scots Pine. *Scand J. For. Res.* 14: 462-469.
- Mouysset J., 2001. A digital method for mapping storm damage. *SPOT Magazine* 3.
- Mozgawa J., 2004. Współczesne teledetekcyjne metody inwentaryzacji stanu lasu po huraganie. *Sylwan* 2: 52-60.
- Mozgawa J., 2003a. Odwzorowanie uszkodzeń huraganowych na panchromatycznych obrazach satelitarnych IRS 1C (na przykładzie fragmentu Nadleśnictwa Pisz). Materiały Konferencji "Problemy ochrony i kształtowania środowiska leśnego", Poznań.
- Mozgawa J., 2003b. *Technologie geoinformatyki w badaniach skutków środowiskowych huraganów w lasach*. Wydawnictwo SGGW, Warszawa.
- Mroczkiewicz L., Trampler T., 1964. Siedliskowe typy lasu w Polsce. *Prace IBL*, Warszawa.
- Mróz M. 2000. Opracowanie mapy obrazowej okolic Olsztyna do celów planistycznych na podstawie obrazu satelitarnego Landsat 7 ETM+. *Archiwum Fotogrametrii, Kartografii i Teledetekcji* 10: 56.1-57.9. Polskie Tow. Fotogrametrii i Teledetekcji, Kraków.
- Mühlradt J., 1908. *Die Tuchler Heide in Wort und Bild in Zwei Baenden. Ein Betrag zur Heimatkunde Westpreussens*. Erster Band. Ein Besuch in Gruental, in der Tuchler Heide, Kr. Berent, Danzig.
- Mukai Y., Hasegawa I., 2000. Extraction of damages areas of Windfall trees by typhoon using Landsat TM data. *Int. J.Rem. Sensing* 21: 647-666.
- MunichRück , 2004. *Natural catastrophes in 2003*. Geo Risks Research Dept 01/2004, Munich Rück.
- Müttrich, 1892. Einfluss des Waldes auf die Grösse der atmosphärischen Niederschläge. *Meteorologische Zeitschrift*.
- Mycke-Dominko M., 2000. System Geograficznej Informacji w problematyce ochrony przeciwpożarowej lasu. *Archiwum Fotogrametrii, Kartografii i Teledetekcji* 10: 57.1-56.9, Polskie Tow. Fotogrametrii i Teledetekcji, Kraków.
- Nakashizuka T., 1984. Reegenation process of climax beech (*Fagus crenata* Blume) forests. IV. Gap formation, *Japanese Journal of Ecology* 34: 75 - 85.
- Nelson T., Boots B., Wulder M., Feick R., 2004. Predicting Forest Age Classes from High Spatial resolution Remotely Sensed Imagery Using Vorobnoi Polygon Aggregation. *GeoInformatica* 8: 2, 143-155.
- Nelson T., Boots B., Wulder M.A., 2005. Techniques for accuracy assessment of tree location extracted from remotely sensed imagery. *Journal of Environmental Management* 74: 2665-271.

- Nelson T., Niemann K.O., Wulder M.A., 2002. Spatial statistical techniques for aggregating point objects extracted from high spatial resolution remotely sensed imagery *Journal of Geographical Systems* 4:423-433.
- Ni Dhubhain A., Walshe J., Bulfin M., Keane M., Mills P., 2001. The initial development of a windthrow risk model for Sitka spruce in Ireland. *Forestry* 74,2: 161-170.
- Nichol J., Wong S., 2005. Detection and interpretation of landslides using satellite images. *Land Degrad. Develop.* 16: 243-255.
- Nienartowicz A., Cyzman W., Kunz M., Deptuła M., 2001. Różnorodność gatunkowa lasów naturalnych i odtworzonych na gruntach porolnych. Między geografia i biologią – badania nad przemianami środowiska, *Prace Geograficzne* 179: 51 – 68.
- Nienartowicz A., Cyzman W., Kunz M., Deptuła M., 2003. Species diversity and spatial heterogeneity of two forest landscapes formed under different influence of disturbances of agricultural human activity *Ecological Questions* 3: 25-41.
- Nienartowicz A., Kunz M., Deptuła M., Domin D.J., 2002. Ecological consequences of changes in landscape structure in the neighborhood of Brusy in 19th and 20th century. *Ecological Questions* 1: 117-135.
- Niewiarowski W., Tomczak A., 1969. Morfologia i rozwój rzeźby obszaru miasta Torunia i jego okolic. *Zeszyty Naukowe UMK* 6, Geografia 19: 39-89.
- Nowak E., 2001. Estymacja i weryfikacja numerycznego modelu terenu, Polskie Towarzystwo Informacji Przestrzennej - *XI Konferencja Naukowo Techniczna SYSTEMY INFORMACJI PRZESTRZENNEJ*, Warszawa, 28-30 maja 2001.
- Obidziński A., 2001. Zaburzenie jako element dynamiki lasu. *Sylwan*, 5: 51 – 59.
- O'Carroll N., Carey M., Hendrick E. Dillon J., 1981. The tunnel plough in peatland afforestation. *Irish forestry* 1.
- Ochoa-Gaona S., Gonzales-Espinosa M., 2000. Land use and deforestation in the highlands of Chiapas, Mexico. *Applied Geography* 20: 17-42.
- Okła K., 1997. System Informacji Przestrzennej (SIP) w Lasach Państwowych. *Las Polski* 3-5.
- Okła K., 1998. System Informacji Przestrzennej w Lasach Państwowych - stan i perspektywy. *Las Polski* 6.
- Olaczek R., 1962. Skutki huraganu w rezerwach powiatu radomszczańskie *Chrońmy Przyrodę Ojczystą* R. XVIII, Z.1, 3: 32- 34.
- Olenderek H., 2001. Historia Systemu Informacji Przestrzennej w lasach [W:] K. Okła (red.) *System Informacji Przestrzennej w Lasach Państwowych. Podręcznik użytkownika leśnej mapy numerycznej*. Bogucki Wyd. Naukowe, Warszawa-Poznań, s. 11-15.
- Olenderek H., Korpetta D., 1991. *Możliwości wykorzystania Systemu Informacji o Ukształtowaniu Środowiska Przyrodniczego (SINUS) do oceny stanu i zmian terenów leśnych w skali nadleśnictwa. Metody oceny stanu i zmian zasobów leśnych*. CPBP 04.10 76 Wydawnictwo SGGW –AR.
- Olenderek H., Mozgawa J., Będkowski K., Korpetta D., Piekarski E., Kamińska G., Karszkiewicz W., Nowicki A., 1994. Koncepcja GIS w leśnictwie polskim dwuletnie doświadczenia Wydziału Leśnego Szkoły Głównej Gospodar-

- stwa Wiejskiego. *Materiały konferencji naukowo-technicznej „Systemy informacji przestrzennej o lasach”*: 17-28 Warszawa".
- Olenderek H., Mozgawa J., Korpetta D., 2000. Polskie leśnictwo w Systemach Informacji Przestrzennej. [W:] A. Nienartowicz, M. Kunz (red.), *GIS i teledetekcja w badaniach struktury i funkcjonowania krajobrazu*. Wyd. Turpress, Toruń, s. 81-95.
- Olędzki J. R., 1993. Badania różnicowania własności optyczno-spektralnych środowiska geograficznego. *Fotointerpretacja w geografii*: 23. Polskie Towarzystwo Geograficzne, Warszawa, s.7-33.
- Olędzki J.R., 1992. *Geograficzne uwarunkowania różnicowania obrazu satelitarnego Polski i jego podziału na jednostki fotomorficzne*. Wyd. Uniw. Warszawskiego, Warszawa.
- Oliver Ch.D., Larson B.C. 1996. *Forest stand dynamics*. John Wiley and Sons, New York.
- Orlicz M., 1954. O stosunkach anemometrycznych na szczytach tatrzańskich. *Wiadomości służby hydrologicznej i Meteorologicznej.*, T.III, Z.4.
- Orłowicz M., 1924. *Ilustrowany Przewodnik po województwie pomorskiem*. Książnica Polska, Towarzystwa Nauczycieli Szkół Wyższych, Lwów - Warszawa.
- Oszczak S., Bakula M., Surowiec S., Czarnecki T., Kiszkiel S., Zaleski K., 2002. Pomiar osnów leśnych przy użyciu techniki satelitarnej GPS. [W:] J. Gaździcki J, E. Musiał (red.) Polskie Tow. Informacji Przestrzennej - XII Konferencja Naukowo Techniczna, *Systemy Informacji Przestrzennej*. 17 maja 2002, Warszawa.
- Oudemans P.V., Pozdnyakova L., Hughes M.G., Rahman F., 2002. GIS and Remote Sensing for detecting yield loss in cranberry culture. *Journal of Nematology* 34(3): 207-212.
- Oudemans P.V., Pozdnyakova L., Hughes M.G., Rahman F., 2002. GIS and remote sensing for detecting fields loss in Cranberry Culture. *Journal of Nematology* 34 (3): 207-212.
- Ożga W., 2002. Meteorologiczne warunki powstania szkód wiatrowych w lasach Pomorza w lipcu 2001 roku. *Sylwan* 5: 83 – 87.
- Parczewski W., 1949. Wiatry ich podział. *Gazeta Obserwatora PIHM* (z.2, R. II), 10 : 4-9.
- Parczewski W., 1960. Klasyfikacja przedziałów prędkości wiatrów w zastosowaniu do opracowań klimatycznych i bioklimatycznych. *Przegląd Geofizyczny* R. V, Z. 2: 117 - 122.
- Paschalis - Jakubowicz P., 2005. O konieczności dokonania pewnej reorientacji w badaniach leśno-drzewnych, *Sylwan* 9: 59 – 65.
- Pearce R., Lloyd D., McConnell D., 2001. The post-Christmas 'French' storms of 1999. *Weather* 56: 81-91.
- Peltola H., Kellomäki S., Hassinen A., Granander M., 2000. Mechanical stability of Scots pine, Norway spruce and birch: an analysis of tree-pulling experiments in Finland. *Forest Ecology and Management* 135: 143-153.
- Peltola H., Kellomäki S., Vaisanen H., Ikonen V.P., 1999. A mechanistic model for assessing the risk of wind and snow damage to single trees and stands of Scots pine, Norway spruce and birch. *Can. J. For. Res.*29: 647-661.
- Peltola H., Kellomäki S., 1993. A mechanistic model for calculating windthrow and stem breakage of scots pines at stand edge. *Silva Fennica* 27, 2: 99-111.

- Peltola H., Nykanen M.L., Kellomäki S., 1997. Model computation on the critical combination of snow loading and wind speed for snow damage of scots pine, norway spruce and birch sp. At stand edge. *Forest Ecology and Management* 95: 229-241.
- Peltola H., 1996a. Swaying of trees in response to wind and thinning in a stand of Scots pine. *Boundary-Layer Meteorology* 77: 285-304.
- Peltola H., 1996b. Model computations on wind flow and turning moment by wind for Scots pines along the margins of clear cut areas. *Forest Ecology and Management* 83: 203-215.
- Peterken G.F., 1996. *Natural Woodland. Ecology and conservation in northern temperate regions*. Cambridge University Press.
- Peterson C.J., Pickett S.T.A., 1995. Forest reorganization: A case study in an old-growth forest catastrophic blowdown. *Ecology* 76: 763 – 774.
- Peterson Ch. J., Pickett S. T. A., 1990. Microsite and elevational influences on early forest regeneration after catastrophic windthrow. *Journal of Vegetation Science* 1: 657-662.
- Peterson Ch. J., Pickett S. T. A., 2000. Patch type influences on regeneration in a western Pennsylvania, USA, catastrophic windthrow. *Oikos* 90: 489-500.
- Peterson Ch. J., Rebertus A.J., 1997. Tornado damage and initial recovery in three adjacent, lowland temperate forests in Missouri. *Journal of Vegetation Science* 8: 559-564.
- Peterson Ch. J., 2000. Damage and recovery of tree species after two different tornadoes in the same old growth forest: a comparison of infrequent wind disturbances. *Forest Ecology and Management* 135: 237-252.
- Peterson Ch. J., 2000. Catastrophic wind damage to North American forests and the potential impact of climate change. *The Science of the Total Environment, Elsevier Science* 262: 287-311.
- Pickett S.T.A., White P.S., (red), 1985. *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press, New York.
- Piech P., 1998. *Stan zdrowotny lasów świerkowych Beskidu Żywieckiego i jego uwarunkowani środowiskowe*, Praca Magisterska, Inst. Geografii UJ, Zakład Systemów Informacji Geograficznej, Kraków.
- Pilich E., 1998. Porównanie tworzenia kompozycji barwnych metodami analogową i cyfrową. *Fotointerpretacja w Geografii*. Problemy Telegoinformacji 28. Polskie Towarzystwo Geograficzne, Warszawa, s. 3-17.
- pl.wikipedia.org.pl , 2006. <http://pl.wikipedia.org/pl/wiki/sql> .
- Pleshikov F.I., Ryzkova V.A., Kaplunov V.Ya., Usoltseva J.V. 1998. A computer system for evaluating and predicting hurricane impact on forest. *Safety Science* 30: 3 - 8.
- Polskie Towarzystwo Leśne. 1982. Raport o stanie lasów i gospodarstwa leśnego w Polsce. *Sylvan* 9: 19 – 35.
- Poznański R., 2005. Wieki rębności i wieloaspektowa ocena ich stosowania, *Sylvan* 3: 24 – 33.
- Prusinkiewicz Z., Plichta W., 1965. Naukowe problemy żyzności gleb leśnych i kryteria jej ilościowej oceny. *Roczniki Glebowznawcze*, t.XV, z.2, s.549 – 570.

- Przybyła R., 1991. *Próba określenia wpływu stanów pogody na samopoczucie ludzi chorych psychicznie w Zakopanem w latach 1983-1987*. Maszynopis Pracy Mgr, Zakład Klimatologii IG i GP, UJ, Kraków.
- Przystalski A., Nienartowicz A., Domin D.J., 2006. *Rezerwat Biosfery Bory Tucholskie*. Formularz Nominacyjny. Maszynopis, Uniwersytet Mikołaja Kopernika, Toruń.
- Puchalski T., Prusinkiewicz Z., 1975. *Ekologiczne podstawy siedliskoznawstwa leśnego*. Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Wyd.I, Warszawa.
- Puchalski T., Prusinkiewicz Z., 1990. *Ekologiczne podstawy siedliskoznawstwa leśnego*. Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Wyd.II zmienione, Warszawa.
- Quine C.P., Bell P.D., 1998. Monitoring of windthrow occurrence and progression in spruce forests in Britain. *Forestry* 71, 2: 87-97.
- Quine C.P., Humphrey J.W., Ferris R., 1999. Should the wind disturbance patterns observed in natural forests be mimicked in planted forests in British uplands?. *Forestry* 72, 4: 337-358.
- Quine C.P., 2001. A preliminary survey of regeneration of Sitka spruce in wind-formed gaps in British planted forests. *Forest Ecology and Management* 151: 37-42.
- Radomski C., 1973. *Agrometeorologia*. PWN, Warszawa.
- Rajwa A., 1991. Wiatr halny. *Tatry* 2: 4-6.
- Ramsey III E.W., Hodgson M. E., Sapkota S. K., Nelson G. A., 2001. Forest impact estimated with NOAA AVHRR and Landsat TM data related to an empirical hurricane wind-field distribution. *Remote Sensing of Environment* 77: 279-292.
- Ranson K.J., Williams D.L., 1992. Remote sensing technology for forest ecosystems analysis. (W:) H.H. Shugart, R. Lee-mans, G.B. Bonan (red.) *A system analysis of the global boreal forest*, red., Cambridge University Press: 267 - 290, Cambridge.
- RDLP w Białymstoku, 2002. *Koncepcja zagospodarowania hodowlano - ochronnego terenów pohuraganowych z dnia 4 lipca 2002 r., w nadleśnictwach: Borki, Pisz, Drygały, Nowogród, Czerwony Bór, Giżycko*. Regionalna Dyrekcja Lasów Państwowych w Białymstoku, ul. Lipowa 51, Białystok (komputeropis).
- Read J.M., Clark D. B., Venticinque E. M., Moreira M. P., 2003. Spatial analyses of logging impacts in amazonia using remotely sensed data. *Photogrammetric Engineering & Remote sensing* 69, 3: 275-282
- Read J.M., Clark D. B., Venticinque E.M., Moreira M. P., 2003. Application of merged 1-m and 4-m resolution satellite data to research and management in tropical forests. *Journal of Applied Ecology* 40: 592-600.
- Richards J.A., 1986. *Remote Sensing digital image analysis*. Springer-Verlag Berlin -Heidelberg - New York.
- Rittmayer, 1893. Einiges zur Wald und Wasserfrage. *Zentralblatt für das gesamte Forstwesen*.
- Rychnowski H., 1983. Problematyka historyczna i gospodarcza Kujaw. *Przewodnik wycieczek zjazdu geografów polskich, Wycieczka* 8: 110-114. Wyd. UMK, Toruń.
- Rock B.N., Ardó J., 1993. The use of satellite remote sensing to monitor forest decline in the United States and Europe. *Remote Sensing of Environment* 10: 49-58.

- Rocznik Statystyczny, 1999. Wydawnictwo GUS, Warszawa.
- Romer E., 1913. O wpływie lasów na klimat i wody gruntowe. *Kosmos*, XXXVIII, Lwów.
- Rowan Ch. A., Mitchell S. J., Temesgesem H., 2003. Effectiveness of clearcut edge windfirming treatments in coastal British Columbia: short-term result. *Forestry* 76, 1.
- Rozwałka Z., 1991. Charakterystyka szkód żywiołowych w lasach, *Las Polski* 2: 5-6.
- Ruel J.-C., Pin D., Cooper K., 1998. Effect of topography on wind behaviour in a complex terrain. *Forestry* 71,3: 261-265.
- Ruel J.C., Pin D., Spacek L., Cooper K., Benoit R., 1997. The estimation of wind exposure for windthrow hazard rating: comparison between Strongblow, MC2, Topex and a wind tunnel study. *Forestry* 70,3:253-266.
- Ruel J.-C., 1995. Understanding windthrow: Silvicultural implications. *The forestry chronicle* 71, 4.
- Ruel J.-C., 2000. Factors influencing windthrow in balsam fir forests: from landscape studies to individual tree studies. *Forest Ecology and Management* 135: 169-178.
- Runkle J.R., 1990. Gap dynamics in an Ohio Acer- fagus forest and speculations on the geography of disturbance. *Can. J. For. Res.* 20:623 – 641.
- Runkle J.R., 1982. Patterns of disturbance in some old-growth mesic forest in eastern North America. *Ecology* 63: 1533 – 1546.
- Rychling A, Solon J., 1994. *Ekologia krajobrazu*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Rykowski K, Sierota Z., 1983. Wpływ huby korzeni w drzewostanie na gruncie porolnym na powstawanie wiatrowałów w 1981 r.. *Sylwan* 12: 59 – 70.
- Sader S.A., Bertrand M., Wilson E.H., 2003. Satellite change detection of forest harvest patterns on an industrial forest landscape. *Forest Science* 49 (3): 341-353.
- Sader S.A., Waide R.B., Lawrence W.T., Joyce A.T., 1989. Tropical forest biomass and successional age class relationships to a Vegetation index derived from Landsat TM data. *Remote Sensing of Environment* 28: 143-156.
- Said S., Servanty S., 2005. The influence of landscape structure on female roe deer home-range size. *Landscape Ecology* 20: 1003-1012.
- Sanford R.L., Saldarriaga J., Clark K.E., Uhl C., Herrera R., 1985. Amazon rain-forest fires. *Science* 227: 53 – 55.
- Saunderson S.E.T., England A.H., Baker C.J., 1999. A dynamic model of the behaviour of Sitka spruce in high winds. *Journal of theoretical Biology* 200: 249-259.
- Savill P.S., 1983. Silviculture in Windy Climates. *Forestry Abstracts*, 8.
- Scarr T. A., Hopkin A.A., Howse G.M., 2003. Aerial sketch-mapping of the 1998 ice storm in eastern Ontario *The forestry chronicle* 79, 1.
- Schelhaas M.J., Nabuurs G.J., Schuck A., 2003. Natural disturbance in the European forests in the 19th and 20th centuries. *Global Change Biology* 9: 1620-1633.

- Schmidt-Vogt H., Wütherlich G., Deiche P., 1987. Untersuchungen zur Sturmstabilität von Fichten und Tannen in Fichten-Tannen-Mischbeständen auf verschiedenen Standorten Süddeutschlands. *Allgemeine Forst- u. Jagdzeitung* H. 2/3.
- Schmuck A., 1952. Materiały do terminologii wiatrów. *Przeegl. Meteorol. I Hydrol.* Warszawa, R V z 1-2: 131-157.
- Schreiber P., 1899. Die Einwirkung des Waldes auf Klima und Witterung. *Tharandter forstl. Jahrbuch*, 49 Band, Dresden.
- Schubert J., 1892. Das Klima von Eberswalde *Zeitschrift für Fors- un Jagdwesen*.
- Schubert J., 1893. Über die Ermittlung der Temperatur und Feuchtigkeitsunterschiede zwischen Wald und Feld. *Meteorologische Zeitschrift*.
- Schubert J., 1900. Wald und Klima. *Meteorologische Zeitschrift*.
- Schubert J., 1907. Landsee und Wald als klimatische Faktoren. *Geogr. Zeitschrift*.
- Schubert J., 1905. Wald und Niederschlag in Schlesien. *Meteorologische Zeitschrift*.
- Schubert J., 1906. Wald und Niederschlag in Westpreussen und Posen. *Meteorologische Zeitschrift*.
- Schubert J., 1922. Über die Windstärke in den unteren Luftschichten und den Winschutz des Waldes. *Silva*, 48.
- Schwarz M., Steinmeier Ch., Holecz F., Stebler O., Wagner H., 2003. Detection of windthrow in mountainous regions with different remote sensing data and classification methods. *Scandinavian Journal of Forest Research* 18: 525-536.
- Shugart H.H., 1984. A theory of forest dynamics. Springer - Verlag, New York.
- Shugart H.H., Leemans R., Bonan G.B., 1992. *The systems analysis of the global boreal forests*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Shugart P.M., 1998. *Terrestrial ecosystems in changing environments*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Siadek B., 1970. Halny.... *Poznaj Świat* 18, (6): 27-29.
- Sitek Z., 1997. *Wprowadzenie do teledetekcji lotniczej i satelitarnej*. Wyd. AGH, Kraków.
- Skłodowski J., Zdzioch P., 2005. "Biegaczowate (Carbidae, Col) drzewostanów Puszczy Piskej zniszczonej przez huragan - rok "zero". " *Sylvan* 5: 43 – 51.
- Smoliński R., 2000. Aplikacje do aktualizacji i tworzenia danych systemu informacji przestrzennej w Lasach Państwowych i Parkach Narodowych. *IV Krajowa Konferencja Użytkowników Oprogramowania ESRI*. Warszawa, s. 3.7 - 3.11.
- Sobczak R., 1996. O przywracaniu lasów na grunty porolne w Polsce. *Sylvan* 5: 35 - 41
- Sokołowski M., 1934. *Szkody od powału w lasach tatarzańskich i sposoby zapobiegania im w zakresie hodowli lasu*. Polska Akademia Umiejętności, Kraków.
- Sokołowski S., 1930. *Hodowla lasu*. Spółdzielnia Leśników, Wyd. 3., Lwów.

- Spiropoulos N., 1999. IKONOS: satellite high - resolution image products. Polsk. Tow. Inf. Przestrz.- IX Konferencja Naukowo - Techniczna Systemy Informacji Przestrzennej, Warszawa 14-15 Września 1999.
- Stachlewski W. 1972. Fen a pogoda. *Gazeta Obserwatora PIHM* 1: 8-10
- Stanisz A., 1998. *Przystępny kurs statystyki, w oparciu o program STATISTICA PL na przykładach z medycyny StatSoft Polska Sp. Z o.o.*, Kraków
- Steven De. D., Kline J., Matthiae P.E., 1991. Long term changes in Winconsin Fagus - Acer forest in relation to glaze storm disturbance. *Journal of Vegetation Science* 2: 201 - 208
- Stewart J.Q., 1945. *Coasts Waves and Wheater*. New York - London
- Stocki J., 2002. Klęski abiotyczne w lasach. *Las Polski* 5: 8 – 9
- Strzebiński P., Węgiel A., 2003. *Systemy Informacji Przestrzennej w ochronie przyrody*.
- Studnička, 1888. *Grundzüge einer Hyetographie des Königreichs Böhmen*. Praha
- Sujkowska W., Kaczyński R., 1999. Technika a polityka, satelitarne dane 1-metrowe. *Geodet. Magazyn Geoinformacyjny* 12 (55): 19-21, Warszawa.
- Suwała M., 2004. Metody oraz koszty opłacalności pozyskiwania drewna ze złomów i wywrotów. *Sylwan* 3: 63-71
- Swain P.H., Davis S.M., 1978. *Remote sensing - quantitative approach*. McGraw-Hill, Inc. USA.
- Szczerbacki M. 1972. Niszczycielska wichura 26 maja 1971 r. *Gazeta Obserwatora PIHM* 1: 5-8
- Szczerbacki M., 1972. Niszczycielska wichura 26 maja 1971. *Gazeta Obserwatora PIHM* 1: 8 - 10
- Szmeja J., 2002. Teoretyczne i metodologiczne założenia do klasyfikacji ekosystemów jeziornych w północnej części Borów Tucholskich, [W:] Banaszak J., Tobolski K. (red.), *Park Narodowy Bory Tucholskie*. Park Narodowy „Bory Tucholskie”, Charzykowy.
- Szmeja J., Bociąg K., Banaś K., 1998. Specyfika jezior lobeliowych w krajobrazie sandrowym Borów Tucholskich., [W:] Banaszak J., Tobolski K. (red.), *Park Narodowy Bory Tucholskie*. Wydawnictwo Uczelniane Akademii Bydgoskiej, Bydgoszcz.
- Szwagrzyk J., 2000. Rozległe naturalne zaburzenia w ekosystemach leśnych: ich zasięg , charakter i znaczenie dla dynamiki lasu. *Wiadomości ekologiczne* T.XLVI, Z.1: 5-19.
- Szwagrzyk J., 1994. Symulacyjne modele dynamiki lasu oparte na koncepcji odnawiania drzewostanu w lukach. *Wiadomości ekologiczne* T.XL, Z.2: 57 - 75.
- Szwagrzyk J., 2004. Sukcesja leśna na gruntach porolnych - stan obecny, prognozy i wrażliwości. *Sylwan* 4: 53-59
- Szymaniuk S., 1927a. Katastrofalne szkody wiatrowe i ich przyczyny w lasach Beskidu Śląskiego *Sylwan* 3: 171 - 180
- Szymaniuk S., 1927b. Katastrofalne szkody wiatrowe i ich przyczyny w lasach Beskidu Śląskiego *Sylwan* 4: 244 - 254
- Szymaniuk S., 1927c. Katastrofalne szkody wiatrowe i ich przyczyny w lasach Beskidu Śląskiego *Sylwan* 5: 341 - 347
- Szymański S., 1986. *Ekologiczne podstawy hodowli lasu*. PWRiL, Warszawa
- Śledziński J., 1995. Globalny System Pozycyjny. *Geodeta* 5

- Środoń A., 1972. Roślinność Polski w czwartorzędzie, [W:] W. Szafer, K. Zarzycki (red.), *Szata Roślinna Polski*, T. I. PWN, Warszawa., s.527-569.
- Tamulewicz J. 1997. Pogoda i klimat Ziemi. [W:] *Wielka Encyklopedia Geografii Świata*. PWN, Warszawa
- Tanaka S., Sugimura T., 2001. A new frontier of remote sensing from IKONOS images. *Int. J. Remote Sensing* 22: 1-5.
- Tanser F.C., Palmer A.R., 1999. The application of a remotely-sensed diversity index to monitoring degradation patterns in a semi-arid heterogeneous, South African landscape. *Journal of Arid Environments* 43: 477-484.
- Terlikowski F., 1958. Moment biologiczny zagadnienia żyzności gleb a teoria Wiliamsa. *Prace wybrane z dziedziny gleboznawstwa, chemii rolnej i nawożenia*, PWRiL, Warszawa.
- TerMap 2000. *Program do rejestracji i wizualizacji danych: MS WindowTM*. MapTerNet sp. z o.o., www.mapternet.com.pl.
- Tetrycz R., 1999. Wystąpienie złomów w Nadleśnictwie Zwierzyniec *Las Polski* 21: 11 – 12.
- Thuerig E., Palosuo T., Bucher J., Kaufmann E. 2005. The impact of windthrow on carbon sequestration in Switzerland: a model-based assessment, *Forest Ecology and Management* 210: 337 – 350.
- Tobolski K., Kochanowski J., 2002. Pięć lat Parku Narodowego „Bory Tucholskie”, [W:] J. Banaszak i K. Tobolski K. (red.) *Park Narodowy „Bory Tucholskie” na tle planowanego rezerwatu biosfery*: 9-22, Wyd.Homini i Park Narodowy „Bory Tucholskie”, Charzykowy.
- Toutin T., Cheng P., 2000. Demistyfikacja Ikonosa. *Archiwum Fotogrametrii, Kartografii i Teledetekcji* 10: 67.1-67.7, Polskie Tow. Fotogrametrii i Teledetekcji, Kraków.
- Tracz W., 2003. Use of GIS supported by Artificial Neural Networks in spatial analyses in forestry. *Sylvan* 12: 36 – 44.
- Trampler T., Dmyterko E., Girzda A., 1986. Przyrodniczo-leśna regionalizacja Polski. *Prace IBL*, Seria B., nr.5.
- Trampler T., Kliczkowska A., Dmyterko E., Degórska B., 1993-1997. Lasy – regiony przyrodniczo-leśne. [W:] Najgradowski M. i in. (red.), *Atlas Rzeczypospolitej Polskiej*. Polska Akademia Nauk, Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania im. Stanisława Leszczyckiego, Główny Geodeta Kraju. Warszawa.
- Trampler T., Kliczkowska A., Dmyterko E., Sierpińska A., Matuszkiewicz W., 1990. *Regionalizacja przyrodniczo-leśna na podstawach ekologiczno-fizjograficznych*. PWRiL, Warszawa.
- TransPL , 2002. *North POINT GIS Consulting*. www.northpoint.com.pl.
- Trepińska J., Piotrowicz K., Bąkowski R., Bolechała F., Trela F., 2005. Wpływ warunków meteorologicznych na wypadki samobójstw przez powieszenie. *Przegl. Lekarski*, 62, 8: 788-794.
- Troll M., 1995. Degradacja lasów masywu Skrzycznego (Beskid Śląski) i jej związek z orografią terenu, *Sylvan* 7: 87 – 92.
- Trzaskowski S. 2002. Po huraganie. *Aura* 10: 6 – 8.
- Turner M.G., Dale V.H., Everham E.H.III, 1997. Fires, hurricanes and volcanoes: comparing large disturbances. *BioScience* 47: 758 – 768.

- Ulbrich U., Fink A.H., Kława M., Pinto J.G., 2001. Three extreme storms over Europe in December 1999. *Weather* 56: 70-80.
- Upton G. J., Fingleton B., 1985. *Spatial data analysis by example*, Vol. 1. Point pattern and quantitative data. J. Wiley and Sons, Chichester.
- Ursh C.R., Connaughton C.A., 1938. Effects of forest upon local climate. *Journal of forestry*, vol. 38
- Ustrnul Z., 1992. Potencjalne warunki występowania wiatrów fenowych w Karpatach Polskich. *Zeszyty Naukowe UJ. Prace Geograficzne* Z.90: 97 – 111.
- Valinger E, Lundqvist L., Sundberg B., 1994. Mechanical stress during dormancy stimulates stem growth of scots pine seedlings. *Forest Ecology and Management* 67: 299-303.
- Valinger E., Fridman J., 1998. Modeling probability of snow and wind damage using tree, stand, and site characteristics from *Pinus sylvestris* sample plots. *Scand J. For. Res.* 13: 348-356.
- Valinger E., Fridman J., 1997. Modelling probability of snow and wind damage in Scots pine stands using tree characteristics. *Forest Ecology and Management* 97: 215-222.
- Valinger E., Fridman J., 1999. Models to assess the risk of snow and wind damage in pine, spruce, and birch forests in Sweden. *Environmental Management* 24,2 : 209-217.
- Valinger E., Lundqvist L., Bondesson L., 1993. Assessing the risk of snow and wind damage from tree physical characteristics. *Forestry* 66, 3: 249-260.
- Valinger E., Lundqvist L., Brandel G., 1994. Wind and snow damage in a thinning and fertilisation experiment in *Pinus sylvestris*. *Scand. J. For. Res.* 9: 129-134.
- Valinger E., Lundqvist L., Sundberg B., 1995. Mechanical bending stress applied during dormancy and (or) growth stimulates stem diameter growth of Scots pine seedlings. *Can. J. For. Res.* 25: 886-890.
- Valinger E., 1992. Effects of thinning and nitrogen fertilization on stem growth and stem form of *Pinus sylvestris* trees. *Scand. J. For. Res.* 7: 219-228.
- Van Der Maarel E., 1988. Vegetation dynamics: patterns in time and space. *Vegetatio* 77: 7-19.
- Veblen T.T., 1992. Regeneration dynamics (W:) Plant succession. Red. Glenn-Levins D.C. Peet R.K., Veblen T.T. Chapman and Hall, London, 152-187.
- Veblen T.T., Hadley K.S., Nel E.M., Kitzberger T., Reid M., Villalba R., 1994. Disturbance regime and disturbance interactions in a Rocky Mountains subalpine forest. *J. Ecol.* 82: 125 – 153.
- Vicena I., Páez J., Konopka J., 1979. Ochrana lesa proti polomum. Ministerstvo lesního a vodního hospodářství, Praha.
- Vigiak O., Sterk G., Warren A., Hagen L. J., 2003. Spatial modeling of wind speed around windbreaks. *Catena* 52: 273-288.
- Walas J., 1969. Szata roślinna Kotliny Toruńskiej. *Zesz. Nauk. UMK w Toruniu, Nauk. Mat.-Przyr.*, z. 19, Geografia 6: 161-186.

- Walker L.R., Zimmermann J.K., Lodge D.J., Guzman- Gonzales S., 1996. An altitudinal comparison of growth and species composition in hurricane-damaged forest in Puerto Rico. *J.Ecol.* 84: 877 – 889.
- Weinberg J. 1884. *Lies. Znaczenie jęwo w prirodie i mier kjewo sochranieniu*. Moskwa.
- Weindl H., 2006. *Reinsurance of Natural Hazards, GeoRisksResearch*, Munich Re (www.mathematik.uni-ulm.de/stochastik/aktuelles/sh06/sh_weindl.pdf).
- Weiner J., 1999. *Życie i ewolucja biosfery*. Wyd. Nauk. PWN, Warszawa.
- Wesp U., 2000. *Die Wahrheit über Lothar* (die Weihnachtsorkan 1999), <http://www.de-badner.de/lothar.htm>.
- Wężyk P., de Kok R., Koziół K., 2006. Applications of the object based image analysis of VHR satellite images in land-use classification, *Polskie Towarzystwo Informatyki Przestrzennej, Roczniki Geomatyki*, T.IV, z.3: 227 – 238.
- Whigham D.F., Dickinson M.B., Brokaw N. V.L., 1999. *Background canopy gap and catastrophic wind disturbances in tropical forests*.
- Widmer O., Said S., Miroir J., Duncan P., Gaillard J.-M., Klein F., 2004. The effects of hurricane Lothar on habitat use of roe deer. *Forest Ecology and Management* 195: 237-242.
- Wierzbicki Z., 1968. Rozkład prędkości wiatrów Polsce na wysokości 10 i 25 metrów nad gruntem. *Prace PIHM*, 93: 63 – 75.
- Wilczkiewicz M., 1956. Przyczyny powstawania klęsk żywiołowych od wichrów i śniegu w Sudetach. *Sylwan* 4: 17-20.
- Wilkoń-Michalska J., 1971. *Szata roślinna Kujaw. Przewodnik florystyczny*. Wyd. TNT, Toruń.
- Wilkowski W., 1994. Problem komplementarności systemu informacji przestrzennej o lasach z ogólnokrajowym systemem informacji terenowej (SIT) *Materiały konferencji naukowo-technicznej „Systemy informacji przestrzennej o lasach”* s.: 5-15 Warszawa.
- Wilson E.H., Sader S.A., 2002. Detection of forest harvest type using multiple dates of Landsat TM imagery. *Remote Sensing of Environment* 80: 385-396.
- Wilson J. D., Flesch T.K., 1999. Wind and remnant tree sway in forest cutblocks. III. A windflow model to diagnose spatial variation. *Agriculture and Forest Meteorology* 93: 259-282.
- Wilson J.S., Oliver C.D., 2000. Stability and density management in Douglas fir plantations. *Can. J. For. Res.* 30: 910-920.
- Wiszniewski W., Chelchowski W., 1975. *Charakterystyka klimatu i regionalizacja klimatologiczna Polski*,. Wyd. Komunikacji i Łączności, Warszawa.
- Włoczewski T., 1968. *Ogólna hodowla lasu*, PWRiL, Warszawa.
- Wójcik G. i Marciniak K., 2001. *Klimat województwa kujawsko - pomorskiego*. (W:) A.Przystalski (red.) *Przyroda Województwa Kujawsko - Pomorskiego*, Kujawsko-Pomorski Urząd Wojewódzki, Wojewódzki Konserwator Przyrody, Bydgoszcz.
- Wójcik G., Ziemińska H., 1984. *Klimat*. s.: 83-107, [W:] R. Galon (red.) *Województwo toruńskie, przyroda-ludność i osadnictwo – gospodarka*. PWN, Warszawa – Poznań – Toruń.

- Wójtowicz W. 1963. Aktywność wiatrów w Polsce. *Czasopismo Geograficzne*, 129 (Z. 2): 129 - 147.
- Wright J.A., Quine C.P., 1993. The use of Geographical Information System to investigate Storm Damage to trees at Wykeham Forest, North Yorkshire. *Scottish forestry* 47, 4: 166-174.
- www.oikos.net.pl, 2002. www.oikos.net.pl/las_polski/1516_2002/kleski_zywiolowe.htm.
- Yeakley J. A., Coleman D.C., Haines B.L., Kloeppel B.D., Meyer J. L., Swank W.T., Argo B.W., Deal J. M., Taylor S. F., 2003. Hillslope nutrient dynamics following upland riparian vegetation disturbance. *Ecosystems* 6:154-167.
- Zajączkowski J., 1991. *Odporność lasu na szkodliwe działanie wiatru i śniegu*. Wyd. Świat, Warszawa.
- Zajączkowski J., 1984. Problem nadmiernego obniżania zapasu drzewostanów przez niewłaściwie prowadzone trzebieże późne. *Sylwan* 7.
- Zawadzki J., Cieszewski Ch.J., Zasada M., 2004a. Zastosowanie metod geostatystycznych do wyznaczania cech takcyjnych i parametrów biofizycznych lasów technikami teledetekcyjnymi, *Sylwan* 3: 51- 62.
- Zawadzki J., Cieszewski Ch.J., Zasada M., 2004b. Use of geostatistical methods for classification of forest ecosystems using satellite imagery, *Sylwan* 2: 36-51.
- Zawadzki J., Cieszewski Ch.J., Zasada M., 2003. Semivariances of Landsat TM satellite imagery texture of forested areas *Sylwan* 7: 40 – 52.
- Zawiła – Niedźwiecki T., Glasenapp E., 1994. Wykorzystanie numerycznego modelu terenu w ocenie stanu lasów górskich. *Konferencja Naukowo-Techniczna „Numeryczny model terenu i jego wykorzystanie”*, Rogów, 8 Grudnia 1994 s: 121-129, Katedra Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej SGGW, Warszawa.
- Zawiła-Niedźwiecki T., Gruszczyńska M., Strzelecki P., 1993. Wskaźnik LAI w teledetekcyjnej ocenie kondycji lasu, *Sylwan* 6: 55 – 60.
- Zawiła-Niedźwiecki T., 1994b. Teledetekcja i systemy informacji geograficznej w ocenie stanu lasu i monitorowaniu obszarów pokłeskowych. *Materiały konferencji naukowo-technicznej „Systemy informacji przestrzennej o lasach”*: 95-108. Katedra Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej SGGW, Warszawa.
- Zawiła-Niedźwiecki T., 1994a. Ocena stanu lasu w ekosystemach zagrożonych z wykorzystaniem zdjęć satelitarnych i systemu informacji przestrzennej. *Prace Instytutu Geodezji i Kartografii* XLI: 90.
- Zawiła-Niedźwiecki T., Wiśniewska E., 2004. Ocena zasięgu gradacji owadzych na podstawie zdjęć satelitarnych, *Sylwan* 3:40-50.
- Zeng H., Peltola H, Talkkari A., Venalainen A., Strandman H., Kellomäki S, Wang K., 2004. Influence of clear-cutting on the risk of damage at forest edges. *Forest Ecology and Management* 203: 77 – 88.
- Ziemińska H., 1969. Uwagi o klimacie Torunia. *Zeszyty Naukowe UMK 6, Geografia* 19: 91-108.
- Žihlavinik S., Herich I., 1994. Forstliche Kartierung und das Geo - INFORMATIONSSYSTEM. *Materiały konferencji naukowo-technicznej "Systemy informacji przestrzennej o lasach" s.: 47-56 Warszawa*.
- Zipser-Urbańska A., 1969. Feny antycykonalne w Karkonoszach. *Przegląd Geofizyczny*, R. XIX (XXIII), 2: 313 – 319.

Zych S., 1952. Uwagi o klimacie Pomorza. *Przegląd Meteorologiczny i Hydrologiczny* R.V 1952, Z.1-2, s: 82-91, Warszawa.

10. Spis rycin

Ryc. 1. Cyklony tropikalne na świecie.....	11
Ryc. 2. Katastrofy naturalne na świecie w roku 2005 (Weindl 2006).....	29
Ryc. 3. Zasięg terytorialny Nadleśnictw z zaznaczeniem przynależności do dzielnicy Borów Tucholskich.	43
Ryc. 4. Granice Borów Tucholskich wyznaczone przez Kowalewskiego (2002) na podstawie kryterium genetyczno - litologicznego.	44
Ryc. 5. Położenie obszaru Borów Tucholskich na tle podziału fizyczno-geograficznego Polski (Kondracki 1978, 2000).....	45
Ryc. 6. Położenie obszaru Borów Tucholskich na tle podziału przyrodniczo-leśnego Polski (Trampler i in. 1990, 1993- 1997).....	46
Ryc. 7. Położenie obszaru Borów Tucholskich na tle podziału geobotanicznego Polski (Matuszkiewicz 1993).....	47
Ryc. 8. Średnia roczna liczba dni z wiatrem bardzo silnym	52
Ryc. 9. Częstość wiatru z sektora zachodniego latem (V-X).....	52
Ryc. 10. Częstość występowania wiatrów na wybranych stacjach synoptycznych Pomorza	53
Ryc. 11. Częstość występowania wiatrów na stacji synoptycznej w Chojnicach zimą, wiosną, latem i jesienią.	54
Ryc. 12. Wysokość Ciśnienia atmosferycznego w dniach: 26XII1999 (lewa) i 22.VI.2000 (prawa).....	55
Ryc. 13. Przebieg ciśnienia atmosferycznego w dniu 26.XII. 1999 r. na Stacji Meteorologicznej Karlsruhe (Niemcy), w czasie przechodzenia nad Europą huraganu Lothar	55
Ryc. 14. Obszar badań (Bory Tucholskie) na tle sieci rzecznej.....	57
Ryc. 15. Nadleśnictwa wchodzące w skład obszaru badawczego.....	62
Ryc. 16. Udział typów siedliskowych lasów na powierzchni badawczej Komorza.....	71
Ryc. 17. Udział klas wiekowych drzew na powierzchni badawczej Komorza.	71
Ryc. 18. Udział typów zwarcia drzewostanów na powierzchni badawczej Komorza.	72
Ryc. 19. Udziały klas bonitacji drzewostanów na powierzchni badawczej Komorza.	73
Ryc. 20. Udział klas stopni zadrzewienia na powierzchni badawczej Komorza.....	73
Ryc. 21. Udział typów siedliskowych lasów na powierzchni badawczej PNBT.	74
Ryc. 22. Udział powierzchniowy klas wiekowych drzew na powierzchni badawczej PNBT, 2000 r.	75
Ryc. 23. Udział powierzchniowy typów zwarcia drzewostanów na powierzchni badawczej PNBT.....	75
Ryc. 24. Udział powierzchniowy klas bonitacji drzewostanów na powierzchni badawczej PNBT.....	76
Ryc. 25. Udział powierzchniowy stopnia zadrzewienia na powierzchni badawczej PNBT.	76
Ryc. 26. Udział typów siedliskowych lasów na powierzchni badawczej Kruszyn.	77
Ryc. 27. Udział powierzchniowy gatunków drzew na powierzchni badawczej Kruszyn.	78
Ryc. 28. Udział powierzchniowy klas wiekowych drzew na powierzchni badawczej Kruszyn, 2000 r.	79
Ryc. 29. Udział powierzchniowy typów zwarcia drzewostanów na powierzchni badawczej Kruszyn.	79
Ryc. 30. Udział powierzchniowy klas bonitacji drzewostanów na powierzchni badawczej Kruszyn.	80
Ryc. 31. Udział powierzchniowy stopnia zadrzewienia na powierzchni badawczej Kruszyn.	80
Ryc. 32. Udział typów siedliskowych lasów na powierzchni badawczej Okręglík - Olszyny.....	82
Ryc. 33. Udział klas wiekowych drzew na powierzchni badawczej Okręglík-Olszyny, 2000 r.	82
Ryc. 34. Udział typów zwarcia drzewostanów na powierzchni badawczej Okręglík-Olszyny.....	83
Ryc. 35. Udział klas bonitacji drzewostanów na powierzchni badawczej Okręglík-Olszyny.....	83
Ryc. 36. Udział klas stopni zadrzewienia na powierzchni badawczej Okręglík-Olszyny.....	84
Ryc. 37. Udział typów siedliskowych lasów na powierzchni badawczej Borne-Kopernica.	86
Ryc. 38. Udział klas wiekowych drzew na powierzchni badawczej Borne-Kopernica, 2000 r.	86
Ryc. 39. Udział typów zwarcia drzewostanów na powierzchni badawczej Borne-Kopernica.....	87
Ryc. 40. Udziały klas bonitacji drzewostanów na powierzchni badawczej Borne-Kopernica.....	88
Ryc. 41. Udział klas stopni zadrzewienia na powierzchni badawczej Borne-Kopernica.	88
Ryc. 42. Podział fizyczno – geograficzny województwa kujawsko – pomorskiego.....	90
Ryc. 43. Udział typów siedliskowych lasów na powierzchni badawczej Rudak - Otloczyn.	99
Ryc. 44. Udział klas wiekowych drzew na powierzchni badawczej Rudak – Otloczyn.	99
Ryc. 45. Udział typów zwarcia drzewostanów na powierzchni badawczej Rudak - Otloczyn.....	100
Ryc. 46. Udziały klas bonitacji drzewostanów na powierzchni badawczej Rudak - Otloczyn.	101
Ryc. 47. Udział klas stopni zadrzewienia na powierzchni badawczej Rudak - Otloczyn.	101
Ryc. 48. Fragment wykorzystanego w pracy arkusza <i>Rolbick</i>	105
Ryc. 49. Położenie stanowisk badawczych względem arkuszy map w układzie 1965 wykorzystanych w pracy.....	107
Ryc. 50. Scena IKONOSA dla stanowisk badawczych PNBT i Borne – Kopernica.	115
Ryc. 51. Schemat transformacji współrzędnych w programie TransPL	131
Ryc. 52. Mapa w Wizualizatorze TerMap na palmtop'ie firmy COMPAQ.....	133
Ryc. 53. Schemat połączenia Palmtop'a z komputerem PC	134
Ryc. 54. Liczba gatunków roślin naczyniowych w niektórych fitocenozach leśnych	153

Ryc. 55. Stosowane wielkości kwadratów (A, B, C, D, E - kategorie pikseli) oraz sposób obliczania różnorodności i fragmentacji (wg Nienartowicza i in. 2001).	157
Ryc. 56. Przykład analizy brzeżnych pikseli powierzchni badań przy zastosowaniu wielkości okna 7x7 kwadratów	158
Ryc. 57. Występowanie i wielkość szkód wiatrowych mierzona ilością pozyskanego drewna na obszarze Borów Tucholskich i terenach sąsiednich w latach 1998-2002.	162
Ryc. 58. Sumy szkód dla stanowiska badawczego Komorza w latach 1999-2003.	164
Ryc. 59. Średnie szkody na [ha] powierzchni pododdziału w latach 1999-2003, na powierzchni badawczej Komorza.	165
Ryc. 60. Szkody na hektar powierzchni w latach 1999 – 2003 r., na powierzchni badawczej Komorza.	166
Ryc. 61. Udział szkód w lasach na gruntach leśnych i porolnych w latach 1999-2003, na powierzchni badawczej Komorza.	166
Ryc. 62. Udział szkód w kategoriach lasu na glebach porolnych i naturalnych, Komorza, 1999 r.	167
Ryc. 63. Średnie udziały szkód w każdej kategorii lasu na glebach porolnych i leśnych, na powierzchni badawczej Komorza w latach 1999-2003.	167
Ryc. 64. Udział szkód w klasach wieku drzewostanu dla powierzchni badawczej Komorza w latach 1999-2003.	169
Ryc. 65. Udział sosny w szkodach za lata 1999-2003, na powierzchni badawczej Komorza.	170
Ryc. 66. Udział szkód wg gatunków w latach 1999-2003 na powierzchni badawczej Komorza.	170
Ryc. 67. Średnie szkody w strefach buforowych [m ³ /ha], na powierzchni badawczej Komorza	171
Ryc. 68. Szkody w strefach buforowych w latach 1999 – 2003 na powierzchni badawczej Komorza.	172
Ryc. 69. Zależność pomiędzy wielkością szkód w latach 1999 – 2003 na powierzchni badawczej Komorza za lata 1999 - 2003; współczynnik korelacji $r = 0,796$.	172
Ryc. 70. Zależność szkody w 2001 roku a odległość od granicy polno-leśnej na powierzchni badawczej Komorza; współczynnik korelacji $r = 0,516$.	172
Ryc. 71. Udział szkód w latach 1999-2003 wg typów żyzności siedlisk na powierzchni badawczej Komorza.	174
Ryc. 72. Średnie szkody za okres 1999-2003 według żyzności siedlisk na powierzchni badawczej Komorza.	174
Ryc. 73. Udział szkód w latach 1999-2003 wg klas bonitacji drzewostanu, na powierzchni badawczej Komorza.	175
Ryc. 74. Rozkład średnich szkód w latach 1999 – 2003 wg. kierunków ekspozycji na powierzchni badawczej Komorza.	176
Ryc. 75. Średnie szkody [m ³ /ha] w roku 2000 w ośmiu kierunkach ekspozycji terenu na powierzchni badawczej Komorza.	176
Ryc. 76. Średnie szkody w latach 1999 – 2003 w ośmiu kierunkach ekspozycji terenu na powierzchni badawczej Komorza.	177
Ryc. 77. Udział szkód w latach 1999 – 2003 na ośmiu kierunkach ekspozycji, na powierzchni badawczej Komorza.	178
Ryc. 78. Zależność pomiędzy wielkością szkód a żyznością siedlisk dla średniej z pięcioletnia 1999 – 2003, na powierzchni badawczej PNBT.	179
Ryc. 79. Udział szkód w poszczególnych typach żyzności, dla wartości średniej z pięcioletnia 1999-2003, na powierzchni badawczej PNBT.	180
Ryc. 80. Zależność szkód od wilgotności siedliska dla średniej z wieloletnia 1999 – 2003, na powierzchni badawczej PNBT.	181
Ryc. 81. Udział szkód w poszczególnych typach wilgotności siedliska dla średniej z wieloletnia 1999-2003 na powierzchni badawczej PNBT.	181
Ryc. 82. Średnie szkody z wieloletnia 1999 – 2003 a bonitacja drzewostanu, na powierzchni badawczej PNBT.	182
Ryc. 83. Udział szkód w klasach bonitacji dla wartości średniej z wieloletnia 1999 – 2003, na powierzchni badawczej PNBT.	183
Ryc. 84. Średnie szkody z wieloletnia 1999 – 2003 a zwarcie drzewostanu, na powierzchni badawczej PNBT.	184
Ryc. 85. Udział szkód w typach zwarcia drzewostanu – średnia z wieloletnia 1999 – 2003, na powierzchni badawczej PNBT.	185
Ryc. 86. Korelacja pomiędzy wielkością szkód w roku 1999 a odległością od linii brzegowej, na powierzchni badawczej PNBT.	186
Ryc. 87. Korelacja wielkości szkód w roku 2000 z odległością od linii brzegowej, na powierzchni badawczej PNBT.	187
Ryc. 88. Występowanie szkód w latach 1999 - 2003 w buforach odległości od linii brzegowej jeziora Charzykowskiego na powierzchni badawczej PNBT.	187
Ryc. 89. Krzywa dwumianu dla szkód w buforach odległości od linii brzegowej jeziora Charzykowskiego na powierzchni badawczej PNBT; współczynnik korelacji $R = 0,61$ dla roku 2000.	187
Ryc. 90. Średnie szkody w ośmiu kierunkach ekspozycji w latach 1999 – 2003, PNBT.	189
Ryc. 91. Udział szkód w ośmiu kierunkach ekspozycji terenu w latach 1999-2003, na obszarze PNBT.	189
Ryc. 92. Średnie szkody wg kierunków ekspozycji i dla obszarów płaskich, na obszarze PNBT (pięcioletnie 1999 - 2003).	190
Ryc. 93. Średnie szkody na terenach o różnym nachyleniu w latach 1999 - 2003 w PNBT.	191
Ryc. 94. Udział szkód na terenach o różnym nachyleniu w latach 1999-2003 w PNBT.	191
Ryc. 95. Zależność średnich wielkości szkód z pięcioletnia 1999 – 2003 od wieku drzewostanu w PNBT.	192
Ryc. 96. Udział średnich szkód z pięcioletnia w klasach wieku drzewostanu na powierzchni badawczej PNBT.	193
Ryc. 97. Średnie szkody z wieloletnia 1999 - 2002 r. w Parku Narodowym "Bory Tucholskie" w przedziałach NDVI.	195

Ryc. 98. Zależność szkód od żyzności siedliska dla średniej z wielolecia 2000 – 2003, na powierzchni badawczej Kruszyn.....	196
Ryc. 99. Udział średnich szkód z wielolecia 2000 – 2003 dla typów żyzności, na powierzchni badawczej Kruszyn.....	196
Ryc. 100. Zależność szkód od wilgotności siedliska dla średniej z wielolecia 2000 – 2003, na powierzchni badawczej Kruszyn.....	197
Ryc. 101. Udział szkód w poszczególnych typach wilgotności – średnia z wielolecia na powierzchni badawczej Kruszyn.....	198
Ryc. 102. Zależność szkód od bonitacji drzewostanu dla średniej z wielolecia 2000 – 2003, na powierzchni badawczej Kruszyn.....	199
Ryc. 103. Udział szkód w klasach bonitacji – średnia z wielolecia, na powierzchni badawczej Kruszyn.....	200
Ryc. 104. Zależność szkód od zwarcia drzewostanu dla średniej z wielolecia 2000 – 2003, na powierzchni badawczej Kruszyn.....	201
Ryc. 105. Udział średnich szkód w typach zwarcia drzewostanu, na powierzchni badawczej Kruszyn.....	201
Ryc. 106. Średnie szkody za okres 2000 – 2003 w zakresach wskaźnika NDVI, na powierzchni badawczej Kruszyn.....	203
Ryc. 107. Rozrzut wartości szkód z lat 2000-2003 względem NDVI (7ETM+ 2000r.), na powierzchni badawczej Kruszyn.....	203
Ryc. 108. Zależność szkód od wieku drzewostanu dla średniej z wielolecia 2000 – 2003, na powierzchni badawczej Kruszyn.....	204
Ryc. 109. Udział średnich szkód z wielolecia 2000 – 2003 w klasach wieku, na powierzchni badawczej Kruszyn.....	205
Ryc. 110. Rozkład średnich szkód w ekspozycjach w latach 2000 – 2003, na powierzchni badawczej Kruszyn.....	206
Ryc. 111. Średnie szkody ośmiu kierunkach ekspozycji w latach 2000 – 2003, na powierzchni badawczej Kruszyn.....	207
Ryc. 112. Średnie szkody w kierunkach ekspozycji w roku 2003, na powierzchni badawczej Kruszyn.....	207
Ryc. 113. Udział szkód na ośmiu kierunkach ekspozycji w latach 2000-2003, na powierzchni badawczej Kruszyn.....	208
Ryc. 114. Zależność szkód od żyzności siedliska dla średniej z wielolecia 2000 – 2003 na powierzchni badawczej Okręglik-Olszyny.....	209
Ryc. 115. Udział szkód w poszczególnych typach żyzności siedlisk – średnia z wielolecia na powierzchni badawczej Okręglik-Olszyny.....	209
Ryc. 116. Średnie szkody z wielolecia 2000 - 2003 według wilgotności siedliska, na powierzchni badawczej Okręglik-Olszyny.....	211
Ryc. 117. Udział szkód w typach wilgotności siedlisk – średnia z wielolecia 2000 - 2003, na powierzchni badawczej Okręglik-Olszyny.....	211
Ryc. 118. Szkody średnie z wielolecia 2000 – 2000 a bonitacja drzewostanu, na powierzchni badawczej Okręglik-Olszyny.....	212
Ryc. 119. Udział szkód z wielolecia 2000 - 2003w klasach bonitacji drzewostanu, na powierzchni badawczej Okręglik-Olszyny.....	213
Ryc. 120. Szkody a zwarcia drzewostanu dla średniej z wielolecia 2000 – 2003, na powierzchni badawczej Okręglik-Olszyny.....	213
Ryc. 121. Udział szkód wg typów zwarcia drzewostanu, na powierzchni badawczej Okręglik-Olszyny.....	214
Ryc. 122. Zależność szkód od wieku drzewostanu dla średniej z wielolecia 2000 – 2003, na powierzchni badawczej Okręglik-Olszyny.....	215
Ryc. 123. Udział szkód w poszczególnych klasach wieku, na powierzchni badawczej Okręglik-Olszyny.....	216
Ryc. 124. Średnie szkody w strefach buforowych 200m, na powierzchni badawczej Okręglik-Olszyny 2000 r.....	217
Ryc. 125. Szkody a odległości od dna doliny rzeki Brdy, na powierzchni badawczej Okręglik-Olszyny.....	217
Ryc. 126. Średnie szkody [m ³ /ha] w 2000r według ekspozycji terenu, na powierzchni badawczej Okręglik-Olszyny.....	219
Ryc. 127. Średnie szkody w latach 2000-2003 [m ³ /ha] według ekspozycji terenu, na powierzchni badawczej Okręglik-Olszyny.....	219
Ryc. 128. Udział szkód w latach 2000-2003 w wyróżnionych ekspozycjach, na powierzchni badawczej Okręglik-Olszyny.....	220
Ryc. 129. Średnie szkody na terenach o różnym nachyleniu w latach 2000 – 2003, na powierzchni badawczej Okręglik-Olszyny.....	221
Ryc. 130. Udział szkód na terenach o różnym nachyleniu w latach 2000-2003, na powierzchni badawczej Okręglik-Olszyny.....	221
Ryc. 131. Rozrzut wielkości szkód w latach 2000 -2003 r. względem NDVI, na powierzchni badawczej Okręglik-Olszyny.....	223
Ryc. 132. Zależność szkód od żyzności siedliska dla średniej z wielolecia 2000 – 2003 na powierzchni badawczej Borne-Kopernica.....	225
Ryc. 133. Udział szkód w poszczególnych typach żyzności – średnia z wielolecia 2000 – 2003, na powierzchni badawczej Borne-Kopernica.....	225
Ryc. 134. Zależność szkód od wilgotności siedliska dla średniej z wielolecia 2000 – 2003, na powierzchni badawczej Borne-Kopernica.....	226

Ryc. 135. Udział szkód w poszczególnych typach wilgotności siedliska – średnia dla wartości z wielolecia na powierzchni badawczej Borne-Kopernica.	227
Ryc. 136. Średnie szkody z wielolecia 2000 – 2003 a bonitacja drzewostanu na powierzchni badawczej Borne-Kopernica.	228
Ryc. 137. Udział szkód w poszczególnych klasach bonitacji – średnia z wielolecia na powierzchni badawczej Borne-Kopernica.	228
Ryc. 138. Szkody a zwarcie drzewostanu dla średniej z wielolecia 2000 – 2003, na powierzchni badawczej Borne-Kopernica.	229
Ryc. 139. Udział szkód w typach zwarcia drzewostanu – średnia z wielolecia 2000-2003, na powierzchni badawczej Borne-Kopernica.	230
Ryc. 140. Szkody a wieku drzewostanu dla średniej z wielolecia 2000 – 2003, na powierzchni badawczej Borne-Kopernica.	231
Ryc. 141. Udział szkód z wielolecia w poszczególnych klasach wieku, na powierzchni badawczej Borne-Kopernica.	231
Ryc. 142. Zależność wielkości szkód od dystansu do brzegu jeziora Charzykowskiego w roku 2000 na powierzchni badawczej Borne – Kopernica.	232
Ryc. 143. Zależność wielkości szkód od dystansu do brzegu jeziora Charzykowskiego w roku 2002 na powierzchni badawczej Borne – Kopernica.	233
Ryc. 144. Szkody w latach 2000 – 2003 w strefach buforowych od brzegu jeziora Charzykowskiego na powierzchni badawczej Borne – Kopernica.	233
Ryc. 145. Szkody w strefach buforowych od brzegu jeziora Charzykowskiego, 2000 r na powierzchni badawczej Borne – Kopernica.	233
Ryc. 146. Szkody w 2002 r. w strefach buforowych od brzegu jeziora Charzykowskiego na powierzchni badawczej Borne – Kopernica.	234
Ryc. 147. Średnie szkody w [m ³ /ha] w latach 2000-2003 dla ośmiu kierunków ekspozycji na powierzchni badawczej Borne – Kopernica.	235
Ryc. 148. Udział szkód w latach 2000 – 2003 na powierzchni badawczej Borne – Kopernica.	236
Ryc. 149. Średnie ze szkód w latach 2000 - 2001 dla poszczególnych ekspozycji na powierzchni badawczej Borne – Kopernica.	237
Ryc. 150. Średnie szkody na terenach o różnym nachyleniu terenu w roku 2000, na powierzchni badawczej Borne – Kopernica.	238
Ryc. 151. Udział szkód na terenach o różnym nachyleniu terenu w latach 2000-2003, na powierzchni badawczej Borne – Kopernica.	238
Ryc. 152. Średnie szkody w latach 2001 – 2003 na terenach o różnym nachyleniu na powierzchni badawczej Borne – Kopernica.	239
Ryc. 153. Rozrzutu wielkości szkód z lat 2000 - 2003 względem wskaźnika NDVI na powierzchni badawczej Borne – Kopernica.	241
Ryc. 154. Średnia wartość NDVI i odchylenie standardowe na powierzchniach Park Narodowy "Bory Tucholskie" (PNBT) i Borne Kopernica (BOKO) obliczone na podstawie zdjęć z satelity Ikonos i Landsat ETM+.	242
Ryc. 155. Średnie wartości wskaźników różnorodności i fragmentacji obliczonych na podstawie wskaźnika NDVI na bazie zdjęcia z satelity IKONOS dla wybranych fragmentów poligonów: Park Narodowy "Bory Tucholskie" (PNBT) i Borne Kopernica (BOKO).	243
Ryc. 156. Średnie szkody w przedziałach wskaźnika różnorodności Shannona obliczonego na podstawie mapy zmienności przestrzennej NDVI (IKONOS) dla wybranych fragmentów poligonów:	244
Ryc. 157. Średnie szkody w przedziałach wskaźnika fragmentacji obliczone na podstawie mapy zmienności przestrzennej NDVI (IKONOS) dla wybranych fragmentów poligonów:	245
Ryc. 158. Lokalizacja wiatrowałów w rejonie Torunia.	247
Ryc. 159. Zależność szkód z roku 2000 od ekspozycji terenu na powierzchni badawczej Rudak-Otłoczyn.	248
Ryc. 160. Zależność sumy szkód za lata 2001-2003 od ekspozycji terenu, na powierzchni badawczej Rudak-Otłoczyn.	249
Ryc. 161. Szkody (w tys. m ³) wyrządzone przez wiatr w końcu roku 1999 na terenach RDLP w Polsce:	251
Ryc. 162. Szkody (w tys. m ³) wyrządzone przez wiatr na początku roku 2000 na terenach RDLP w Polsce:	252
Ryc. 163. Szkody (w tys. m ³) na terenach RDLP w Polsce na skutek:	253
Ryc. 164. Szkody (w tys. m ³) na terenach RDLP w 2001 r.:	254
Ryc. 165. Szkody (w tys. m ³) na terenach RDLP z przełomu lat 2001 / 2002:	255
Ryc. 166. Obciążenie wiatrem terenu Polski [PN-77/B-02011] (wg. Zajączkowskiego 1991).	257
Ryc. 167. Strefy zagrożenia przez wiatr (wg. Tramplera 1986) – zmienione.	259
Ryc. 168. Roczne prawdopodobieństwo [%] wystąpienia prędkości wiatru z porywami $V \geq 25$ m/s na wysokości 10 m npg i w terenie otwartym; okres obserwacji: 1971 - 2000.	260
Ryc. 169. Procentowy udział średnich szkód z wielolecia dla analizowanych stanowisk badawczych.	262
Ryc. 170. Średnie szkody z wielolecia w różnych typach wilgotnościowych siedlisk dla poszczególnych stanowisk badawczych.	263

Ryc. 171. Średnie ze szkód w latach 2000 – 2003 dla stanowiska badawczego Okręglik–Olszyny i dla drzewostanu o różnym stopniu zadrzewiania po 10% -towej trzebieży (Vicena 1979).....	269
Ryc. 172. Przepływ strumieni powietrza nad drzewostanem chronionym płaszczem przeciwwietrznym.....	272
Ryc. 173. Przepływ strumieni powietrza nad drzewostanem liściastym z pojedynczą domieszką świerka.....	272
Ryc. 174. Schemat przepływu strumieni powietrza nad nisko ugałęzionym szczelnym skrajem drzewostanu.....	273
Ryc. 175. Przepływ strumieni powietrznych przez średnio gęsty i przetrzebiony dołem skraj lasu.....	274
Ryc. 176. Udziały średnich szkód z wielolecia 1999 –2003 dla poszczególnych stanowisk badawczych w ośmiu kierunkach ekspozycji i terenów płaskich.	282

11. Spis tabel

Tab. 1. Klasyfikacja maksymalnych prędkości wiatru w Polsce i ich skutki działania.....	22
Tab. 2. Najważniejsze obszary i czas występowania różnych rodzajów cyrkulacji wiatrów w Polsce.....	23
Tab. 3. Średnie miesięczne i roczne sumy opadów atmosferycznych w mm (Stacja Hydrologiczno – Meteorologiczna w Chojnicach) w okresie 1988-1998.....	51
Tab. 4. Średnie miesięczne prędkości wiatru (m/s) w latach 1995, 2002-2004, Stacja synoptyczna Chojnice.....	52
Tab. 5. Średnie miesięczne i roczne temperatury powietrza w °C (Stacja Hydrologiczno – Meteorologiczna w Chojnicach) w okresie 1988-1999 i 2002-2004.....	53
Tab. 6. Rezerwy przyrody w Borach Tucholskich.....	61
Tab. 7. Obszary chronione na terenie Borów Tucholskich.....	61
Tab. 8. Obszary Chronionego Krajobrazu w Borach Tucholskich.....	61
Tab. 9. Średnia prędkość wiatru (m/s), 1951-1965 (według Wójcika i Marciniaka 2001).....	92
Tab. 10. Struktura siedlisk Nadleśnictwa Gniewkowo (na podst. Operatu Glebowego).....	96
Tab. 11. Mapy topograficzne i leśne mapy gospodarcze wykorzystane w pracy.....	103
Tab. 12. Wykorzystane mapy topograficzne w skali 1:25 000 w układzie „1965”.....	106
Tab. 13. Wykaz wykorzystanych leśnych map przeglądowych dla poligonów badawczych.....	110
Tab. 14. Wykaz wykorzystanych zobrazowań satelitarnych.....	112
Tab. 15. Zakresy spektralne kanałów satelity Landsat sensora ETM+.....	113
Tab. 16. Zakresy spektralne kanałów satelity IKONOS.....	114
Tab. 17. Otrzymane błędy kalibracji geometrycznej obrazów satelitarnych – czyli tak zwany średni błąd kwadratowy (RMS).....	128
Tab. 18. Adres leśny w rozbiciu na składowe.....	137
Tab. 19. Fragment tabeli dla tematu Komorza.shp.....	137
Tab. 20. Przykład fragmentu kwerendy w języku SQL. Kwerenda wyszukująca dane taksacyjne z modułu SILP dotyczącego gospodarki leśnej – FOREST.....	138
Tab. 21. Przykład kwerendy w języku SQL, wyszukującej wielkość [m ³] wszystkich szkód z modułu SILP dotyczącego gospodarki leśnej – FOREST.....	139
Tab. 22. Przykład kwerendy w języku SQL, wyszukującej powierzchnie drzewostanowe na gruntach porolnych w module SILP, dotyczącym gospodarki leśnej – FOREST.....	139
Tab. 23. Przykład tabeli pozyskanej z SILP, zawierającej opis taksacyjny dla Nadleśnictwa Rytel za 2004 r.....	140
Tab. 24. Przykład tabeli pozyskanej z SILP i zawierającej szkody dla Nadleśnictwa Rytel z 1999 r.....	141
Tab. 25. Przykład fragmentu tabeli pozyskanej z SILP i zawierającej wydzielenia na gruntach porolnych dla Nadleśnictwa Rytel w 2004 r.....	141
Tab. 26. Przykładowa tabela opisów taksacyjnych dla powierzchni badawczej Kruszyn.....	142
Tab. 27. Tabela z opisem szkód w wybranych pododdziałach powierzchni badawczej Kruszyn.....	142
Tab. 28. Tabela z opisem szkód (wywroty i złomy) w przeliczeniu na 1ha powierzchni wybranych pododdziałów.....	142
Tab. 29. Sposób prezentowania łącznych szkód w latach 2000-2003na przykładzie powierzchni badawczej Kruszyn.....	143
Tab. 30. Przykład tabeli zbiorczej dla powierzchni badawczej Okręglik - Olszyny, prezentującej szkody w latach 2000 – 2003 oraz opis taksacyjny i występowanie gleb porolnych.....	144
Tab. 31. Opisy taksacyjne pododdziałów leśnych wygenerowane z bazy danych PN „Bory Tucholskie”.....	145
Tab. 32. Przykład tabeli pozyskanej z bazy danych PNBT, prezentującej wielkość szkód wg na gatunków za lata 1999 – 2003.....	146
Tab. 33. Przykład tabeli pozyskanej z bazy danych PNBT, prezentującej wielkość szkód w przeliczeniu na hektar powierzchni pododdziału za lata 1999 – 2003.....	147
Tab. 34. Zamiana symboli gatunków na cyfry dla powierzchni badawczej PNBT.....	148
Tab. 35. Zamiana symboli Typów siedliskowych lasu na cyfry dla powierzchni badawczej PNBT.....	148
Tab. 36. Zamiana symboli zwarcia na cyfry dla powierzchni badawczej PNBT.....	148
Tab. 37. Zamiana symboli bonitacji drzewostanu na cyfry dla powierzchni badawczej PNBT.....	149
Tab. 38. Skala klas żyzności gleb leśnych Polski.....	154
Tab. 39. Siatka typologiczna lasów obszarów niżowych.....	154
Tab. 40. Żyzność siedlisk na podstawie typu siedliskowego lasu (wg Prusinkiewicza 1970 za Puchalskim i Prusinkiewiczem 1990).....	154
Tab. 41. Propozycja własna autora siatki typologicznej opracowanej dla wszystkich powierzchni badawczych oraz wersji dla PNBT.....	155
Tab. 42. Wykorzystane kanały wybranych satelitów do obliczenia wskaźnika NDVI.....	156
Tab. 43. Szkody wiatrowe mierzone ilością drewna usuniętego w latach 1998-2002.....	161
Tab. 44. Szkody na glebach porolnych i leśnych, na powierzchni badawczej Komorza, w latach 1999-2003.....	168
Tab. 45. Żyzność siedlisk na podstawie typu siedliskowego lasu.....	179
Tab. 46. Średnie wartości i sumy szkód w poszczególnych typach żyzności siedliska, na powierzchni badawczej PNBT... ..	180

Tab. 47. Wartości średnie i sumy szkód w poszczególnych typach wilgotności siedliska, na powierzchni badawczej PNBT.....	182
Tab. 48. Wartości średnie i sumy szkód w poszczególnych klasach bonitacji drzewostanu w latach 1999 - 2003, na powierzchni badawczej PNBT.....	183
Tab. 49. Średnie i sumy szkód w poszczególnych typach zwarcia drzewostanu, PNBT.....	185
Tab. 50. Regresja zmiennej zależnej – szkody dla powierzchni o różnym nachyleniu w PNBT.....	192
Tab. 51. Wartości średnie i sumy szkód w klasach wieku drzewostanu na powierzchni badawczej, PNBT.....	193
Tab. 52. Regresja zmiennej zależnej: zależność wskaźnika NDVI z 8VIII 2003 r. od szkód z lat 1999 – 2003, na powierzchni badawczej PNBT.....	194
Tab. 53. Regresja zmiennej zależnej: szkód w PNBT z roku 2003 od indeksu NDVI z 8VIII 2003 r., na powierzchni badawczej PNBT.....	194
Tab. 54. Wartości średnie i sumy szkód w poszczególnych typach żyzności siedliska, na powierzchni badawczej Kruszyn.....	197
Tab. 55. Średnie i sumy szkód w poszczególnych typach wilgotności siedliska, na powierzchni badawczej Kruszyn.....	198
Tab. 56. Średnie i sumy szkód w poszczególnych klasach bonitacji drzewostanu na powierzchni badawczej Kruszyn.....	199
Tab. 57. Wartości średnie i sumy szkód w poszczególnych typach zwarcia drzewostanu, Kruszyn.....	201
Tab. 58. Regresja zmiennych zależnych: szkody za lata 2001-2003 a NDVI z 13.VI.2000 r., na powierzchni badawczej Kruszyn.....	202
Tab. 59. Średnie i sumy szkód w klasach wieku drzewostanu, na powierzchni badawczej Kruszyn.....	205
Tab. 60. Średnie i sumy szkód w poszczególnych typach żyzności siedliska, na powierzchni badawczej Okręglik-Olszyny.....	210
Tab. 61. Średnie wartości i sumy szkód w poszczególnych typach wilgotności siedliska, na powierzchni badawczej Okręglik-Olszyny.....	211
Tab. 62. Średnie i sumy szkód w poszczególnych klasach bonitacji drzewostanu, na powierzchni badawczej Okręglik-Olszyny.....	212
Tab. 63. Wartości średnie i sumy szkód wg typów zwarcia drzewostanu, na powierzchni badawczej Okręglik-Olszyny.....	214
Tab. 64. Wartości Średnie i sumy szkód w klasach wieku drzewostanu, na powierzchni badawczej Okręglik-Olszyny.....	215
Tab. 65. Regresja zmiennej zależnej - szkody dla powierzchni w różnym oddaleniu od doliny rzecznej, na powierzchni badawczej Okręglik-Olszyny.....	218
Tab. 66. Regresja zmiennej zależnej – szkody w kolejnych latach dla terenów o różnym nachyleniu na powierzchni badawczej Okręglik-Olszyny.....	221
Tab. 67. Regresja zmiennych zależnych: Szkody za lata 2001-2003 od indeksu NDVI z 8.V.2000 r. na powierzchni badawczej Okręglik-Olszyny.....	222
Tab. 68. Statystyki opisowe uzyskane z analizy krzywej regresji, dla powierzchni badawczej Okręglik-Olszyny.....	222
Tab. 69. Średnie i sumy szkód w poszczególnych typach żyzności siedliska, na powierzchni badawczej Borne-Kopernica.....	225
Tab. 70. Wartości średnie i sumy szkód w poszczególnych typach wilgotności siedliska, na powierzchni badawczej Borne-Kopernica.....	227
Tab. 71. Wartości średnie i sumy szkód w poszczególnych klasach bonitacji drzewostanu, na powierzchni badawczej Borne-Kopernica.....	228
Tab. 72. Średnie i sumy szkód w poszczególnych typach zwarcia drzewostanu, na powierzchni badawczej Borne-Kopernica.....	229
Tab. 73. Średnie i sumy szkód w klasach wieku drzewostanu, na powierzchni badawczej Borne-Kopernica.....	231
Tab. 74. Regresja zmiennej zależnej: Szkody 2000-2003 na ha – szkody dla powierzchni o różnym oddaleniu od brzegu jeziora Charzykowskiego, na powierzchni badawczej Borne – Kopernica.....	234
Tab. 75. Średnie szkody o położeniu na terenach płaskich na powierzchni badawczej Borne – Kopernica.....	235
Tab. 76. Regresja zmiennej zależnej – szkody w latach 2000-2003 dla terenów o różnym nachyleniu na powierzchni badawczej Borne – Kopernica.....	239
Tab. 77. Regresja zmiennej zależnej NDVI z 8VIII 2003 r. od szkód z lat 2000 – 2002 na powierzchni badawczej Borne – Kopernica.....	240
Tab. 78. Regresja zmiennej zależnej: szkód na powierzchni badawczej Borne – Kopernica z końca roku 2003 od NDVI obliczonego z obrazu satelitarnego IKONOS z 8VIII 2003 r.....	240
Tab. 79. Zależność pomiędzy wskaźnikiem NDVI a szkodami odwiatrowymi w latach 2000-2003 na powierzchni badawczej Borne – Kopernica.....	241
Tab. 80. Nasilenie szkód po trzebieżach o określonej intensywności przy różnym zadrzewieniu w ciągu kilku lat poprzedzających wystąpienie wiatrolomów (Vicena i in.1979).....	268
Tab. 81. Przypadki wystąpień zaburzeń spowodowanych wiatrem w różnych położeniach względem czynników fizycznych środowiska (rzeźba, ekspozycja, wilgotność gleb).....	281

12. Spis załączników

Załącznik	W formacie A3
A	Rozkład szkód z roku 2000 na tle indeksu biomasy NDVI. Stanowisko badawcze PNBT.
B	Rozkład szkód z roku 2000 na tle indeksu biomasy NDVI. Stanowisko badawcze Kruszyn
C	Rozkład szkód z roku 2000 na tle indeksu biomasy NDVI. Stanowisko badawcze Okręglik - Olszyny.
D	Rozkład szkód z roku 2000 na tle indeksu biomasy NDVI. Stanowisko badawcze Borne - Kopernica
E	Poligony próbne do wyznaczania wskaźników różnorodności i fragmentacji na tle NDVI (IKONOS); Stanowiska badawcze: PNBT i Borne-Kopernica
F	Poligony próbne do wyznaczania wskaźników różnorodności i fragmentacji na tle NDVI (Landsat 7 ETM+); Stanowiska badawcze: PNBT i Borne-Kopernica
Nr	W formacie A4
1.	Szkody z roku 2000 na tle powierzchni pododdziałów; Powierzchnia badawcza Komorza.
2.	Średnie szkody z wielolecia (1999-2003) na tle drzewostanów na glebach leśnych i porolnych; Powierzchnia badawcza Komorza.
3.	Średnie szkody z wielolecia (1999-2003) na tle struktury wiekowej drzewostanów; Powierzchnia badawcza Komorza.
4.	Suma szkód z wielolecia (1999-2003) w strefach buforowych przy granicy polno-leśnej; Powierzchnia badawcza Komorza.
5.	Średnie szkody z wielolecia (1999-2003) na tle żyzności siedlisk; Powierzchnia badawcza Komorza.
6.	Średnie szkody z wielolecia (1999-2003) na tle bonitacji drzewostanów; Powierzchnia badawcza Komorza.
7.	Średnie szkody z wielolecia (1999-2003) na tle żyzności siedlisk; Powierzchnia badawcza PNBT.
8.	Średnie szkody z wielolecia (1999-2003) na tle wilgotności siedlisk; Powierzchnia badawcza PNBT.
9.	Średnie szkody z wielolecia (1999-2003) na tle bonitacji drzewostanów; Powierzchnia badawcza PNBT.
10.	Średnie szkody z wielolecia (1999-2003) na tle zwarcia drzewostanów; Powierzchnia badawcza PNBT.
11.	Szkody z roku 1999 w strefach buforowych [m ³ na 1ha pow buforu]; Powierzchnia badawcza PNBT.
12.	Szkody z roku 2000 w strefach buforowych [m ³ na 1ha pow buforu]; Powierzchnia badawcza PNBT.
13.	Średnie szkody z wielolecia (1999-2003) na tle struktury wiekowej drzewostanów; Powierzchnia badawcza PNBT.
14.	Średnie szkody z wielolecia (2000-2003) na tle żyzności siedlisk; Powierzchnia badawcza Kruszyn.
15.	Średnie szkody z wielolecia (2000-2003) na tle wilgotności siedlisk; Powierzchnia badawcza Kruszyn.
16.	Średnie szkody z wielolecia (2000-2003) na tle bonitacji drzewostanów; Powierzchnia badawcza Kruszyn.
17.	Średnie szkody z wielolecia (2000-2003) na tle zwarcia drzewostanów; Powierzchnia badawcza Kruszyn.
18.	Średnie szkody z wielolecia (2000-2003) na tle struktury wiekowej drzewostanów; Powierzchnia badawcza Kruszyn.
19.	Średnie szkody z wielolecia (2000-2003) na tle żyzności siedlisk; Powierzchnia badawcza Okręglik-Olszyny.

20. Średnie szkody z wielolecia (2000-2003) na tle wilgotności siedlisk; Powierzchnia badawcza Okręglik-Olszyny.
21. Średnie szkody z wielolecia (2000-2003) na tle bonitacji drzewostanów; ; Powierzchnia badawcza Okręglik-Olszyny.
22. Średnie szkody z wielolecia (2000-2003) na tle zwarcia drzewostanów, Okręglik-Olszyny.
23. Średnie szkody z wielolecia (2000-2003) na tle struktury wiekowej drzewostanów; Okręglik-Olszyny.
24. Szkody z roku 2000 w strefach buforowych [m^3 na 1ha pow buforu]; Powierzchnia badawcza Okręglik-Olszyny.
25. Średnie szkody z wielolecia (2000-2003) na tle żyzności siedlisk; Powierzchnia badawcza Borne-Kopernica.
26. Średnie szkody z wielolecia (2000-2003) na tle wilgotności siedlisk; Powierzchnia badawcza Borne-Kopernica.
27. Średnie szkody z wielolecia (2000-2003) na tle bonitacji drzewostanów; Powierzchnia badawcza Borne-Kopernica.
28. Średnie szkody z wielolecia (2000-2003) na tle zwarcia drzewostanów; Powierzchnia badawcza Borne-Kopernica.
29. Średnie szkody z wielolecia (2000-2003) na tle struktury wiekowej drzewostanów; Borne-Kopernica.
30. Szkody z roku 2000 w strefach buforowych [m^3 na 1ha pow buforu]; Powierzchnia badawcza Borne-Kopernica.