

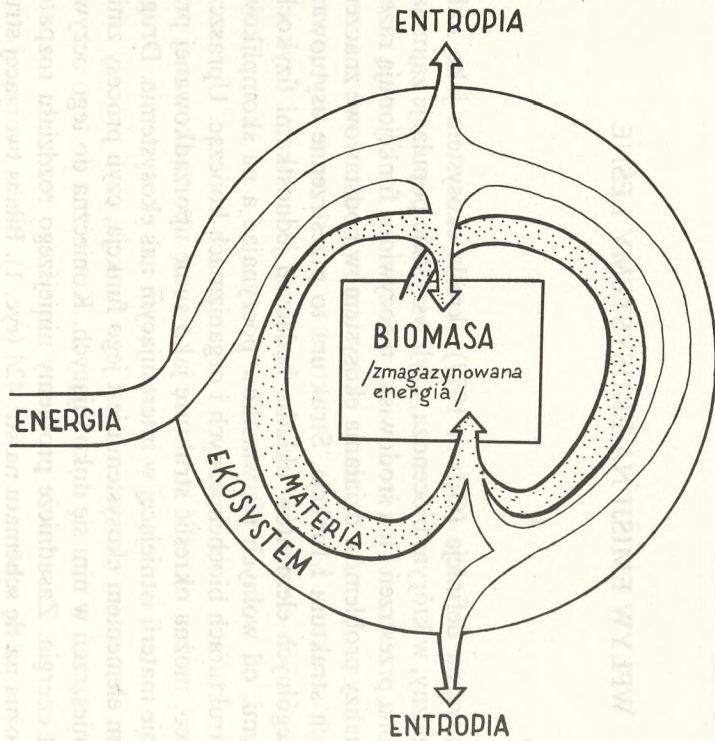
TADEUSZ PRZYBYLSKI

## WPLYW EMISJI NA EKOSYSTEMY LEŚNE

### WSTĘP

Klasyczna definicja (Odum 1977) określa ekosystem jako układ ekologiczny, w którym biocenoza, czyli wszystkie populacje zajmujące określoną przestrzeń i ich środowisko nieożywione funkcjonują razem. Dla analizy problemów działania ekosystemów podstawowe znaczenie mają ich struktura i funkcja. Struktura to przestrzenne usytuowanie poszczególnych elementów układu, będących jednostkami fizykochemicznymi, od wolnych pierwiastków poczynając a na skomplikowanych strukturach biochemicznych i organizmach kończąc. Upraszczając nieco, można określić strukturę jako sumę uporządkowanej przestrzennie materii istniejącej w interesującym nas ekosystemie. Drugim ważnym elementem ekosystemu jest jego funkcja, czyli procesy zmian i przemieszczeń w nim się dokonujących. Konieczna do tego oczywiście jest energia. Zasadnicze problemy niniejszego rozdziału rozpatrywać można na tle schematu na str. 424 (ryc. 1). Bilans tworzącej strukturę ekosystemu materii jest zasadniczym elementem równowagi, polegającym na tym, by wszystkie potrzeby w zakresie pierwiastków chemicznych były zaspokajane z zasobów własnych, a cała materia znajdująca się w jego ramach była w sposób właściwy dla całego układu „zagospodarowana”. Bilans wewnętrzny powinien być zerowy, a wymiana z sąsiadującymi ekosystemami też winna równoważyć dopływ z odpływem substancji.

Trudno byłoby oczywiście znaleźć przykład idealnego izolowanego układu. Ekosystem leśny uczestniczy przecież w wymianie pierwiastków z otoczeniem w szerokim zakresie: poprzez opady, przepływ wo-



Produkcja biomasy w drzewostanie sosnowo-dębowym na Long Island (USA)  
wg Woodwell i Botkin (1970) (g suchej masy/m<sup>2</sup>)

Biomasa	Pień drewno	Gałęzie żywe	Gałęzie martwe	Przyrosty bieżące	Liście	Kwiaty i owoce	Części nadz. og.	Korzenie	Łącznie
Drzewa ogółem w tym <i>Pinus rigida</i>	4323	1410	180	55	412	23	6403	3325	9728
Krzewy ogółem	808 70,7	262 40,7	35 6,9	9 7,8	116 30,7	5 2	1235 158,5	315 305,5	1150 464
Razem	4393,7	1450,7	186,9	62,8	442,7	25	6561,5	3630,5	10192

Tabela 2

Wartości energetyczne elementów biomasy lasu  
świerkowego i bukowego wg Ellenberg (1971)  
(w 10<sup>5</sup> kcal/1 ha)

	Drzewostan bukowy	Drzewostan świerkowy
Drewno	9070	9983
Kora	813	975
Korzenie grube	1605	3237
Korzenie cienkie	322	130
Liście-szypilki	147	1006
Łącznie cz. nadziemne	10037	11964
Całość	11965	15337

Tabela 3

Produkcja biomasy w zależności od klimatu na różnych szerokościach  
geograficznych wg Lietha i Whittakera (1975)

Miejscowość	Szerokość geogra- ficzna	Opady	Średnia tempe- ratura	Produkcja suchej masy w g/m <sup>2</sup>
Abisco	68°	267	-10°C	450
Archangielsk	65°	456	0,4°C	560
Lund	55°30'	616	7,3°C	1560
Kijów	50°30'	528	6,8°C	840
Kyoto	34°30'	1600	13,8°C	3530

dy, wietrzenie skały macierzystej siedliska, skażenia, rozprzestrzenianie diaspor, żywiące się w lesie zwierzęta wędrowne czy wreszcie gospodarke człowieka. Na przykład Siccama i Smith (1978) podają, że nawet w położonym daleko na północy lesie rocznie opada 305 kg substancji na 1 ha. Przy charakterystycznym dla tych regionów tempie krążenia zawartość substancji mineralnych w ściółce może podwoić się w ciągu 50 lat.

Równowaga utrzymuje się, jeżeli dopływ materii nie przekracza możliwości naturalnego jej zagospodarowania, a odpływ nie powoduje konieczności ilościowych lub jakościowych zmian w strukturach. Można wtedy mówić o pełnym cyklu krążenia materii w ekosystemie zrównoważonym.

Drugim zasadniczym elementem ekosystemu jest energia. Dla zdynamizowania struktur i podtrzymania procesów konieczne są dające się zmierzyć ilości energii. Z praw termodynamiki wynika, że przy przechodzeniu z jednej formy energii w inną występuje zjawisko entropii. Nawet najbardziej oszczędne gospodarowanie energią musi doprowadzić do wyczerpania zasobów, wobec czego dla ciągłego funkcjonowania układu konieczny jest stały dopływ energii w takim stopniu, w jakim ulega ona rozproszeniu ewentualnie magazynowaniu. Energia ma więc określony kierunek ruchu: przepływa przez ekosystem.

Zarówno krążenie materii zawartej w strukturach, jak i przepływ energii, warunkującej funkcjonowanie, określają biologiczne, a pośrednio ekonomiczne parametry ekosystemu. Część energii, dostarczanej przez insolację magazynowana jest w postaci biomasy, czyli materii budującej organizmy żywe, ewentualnie w ich martwych szczątkach. Plon stanowiący przedmiot zorganizowanej działalności gospodarczej określa skuteczność funkcjonowania ekosystemu. Stanowi on tylko część biomasy, a możliwości jego pozyskiwania przesłaniają niekiedy przyrodniczy aspekt produktywności środowiska. Dokładne określenie ilości biomasy, przypadającej na jednostkę powierzchni nie zawsze pozwala na ocenę wysokości plonu w sensie ekonomicznym. Woodwell i Botkin (1970) badali biomasę w drzewostanie sosnowo-dębowym na Long Island (tab. 1). Jej wielkość określali w g suchej masy na m<sup>2</sup>.

Pnie, które uznać można za główny produkt lasu, stanowiły około

44% biomasy ogólnej, natomiast biomasa sosny stanowiła niespełna 12%, a dała w rezultacie ponad 18% plonu w postaci drewna pni.

Bywa, że biomasę charakteryzuje się poprzez przeliczniki energetyczne. Na przykład Ellenberg (1971) podaje wartości energetyczne poszczególnych elementów biomasy lasu świerkowego i bukowego (tab. 2).

Produkcja biologiczna (czyli biomasy) zależy od różnego rodzaju czynników, m. in. w dużym stopniu od szerokości geograficznej i klimatu. Zależności te ilustrują badania Lieth'a i Whittakera (1975) (tab. 3).

Dla celów produkcyjnych mierzy się niemal wyłącznie plon, jednak dla poznania zasobów ekosystemu oraz jego funkcjonowania bardzo ważny jest bilans ogólny, obejmujący m. in. także tę część nieużytkowej biomasy, która umożliwia ciągłe krążenie i sorpcję wody oraz jonów, funkcjonowanie, a więc i żyzność gleb itp. Wiązanie energii, upostaciowane w biomacie, ma i inne konsekwencje środowiskowe, wśród których na czołowe miejsce wysuwa się problem wymiany gazowej i równowagi składu atmosfery. Oznacza to z jednej strony pochłanianie z atmosfery określonej ilości  $\text{CO}_2$  i wydzielenie w to miejsce równoważnej ilości  $\text{O}_2$ .

Redukcja pochłaniania dwutlenku węgla w zestawieniu z nasilającą się tendencją do jego wydzielania przez spalanie paliw kopalnych (dla którego to procesu konieczny jest tlen) stwarza perspektywę zachwiania ustalonego stosunku ilościowego  $\text{CO}_2 : \text{O}_2$  w atmosferze.

Gospodarka materią i biomasą ma jeszcze jeden bardzo ważny aspekt przyrodniczy. Otóż do wyprodukowania jednostki masy organicznej konieczna jest określona ilość wody. Woda ta w minimalnym stopniu zawarta jest trwale w biomacie, jest natomiast transpirowana przez roślinę — producenta. Jest to filtr i regulator stosunków wodnych w środowisku. Molcanov (1966) według Puchalskiego i Prusienkiewicza (1975), podaje, że przy sumie opadów 550 mm rocznie transpiracja drzewostanów sosnowych wynosi w zależności od wieku:

20 lat — 236 mm	60 lat — 200 mm	100 lat — 170 mm
40 lat — 250 mm	80 lat — 185 mm	120 lat — 158 mm

Oznacza to, że drzewa rosnące na 1 ha filtrują od 1530 m<sup>3</sup> do 2360 m<sup>3</sup> wody rocznie i skierowują ją do atmosfery.

## SKAŻENIA JAKO CZYNNIK ŚRODOWISKA

Ekosystem jest przykładem układu sprzężeń zwrotnych. Sygnały i informacje, dopływające z zewnątrz wywołują określone skutki na wszystkich poziomach organizacji biologicznej. Z tego punktu widzenia również skażenia środowiska można potraktować jako czynniki ekologiczne, bądź to zupełnie nowe (np. skażenia przez sztuczne substancje), bądź też istniejące w przyrodzie, ale w innych stężeniach i układach (np.  $\text{SO}_2$ , który zagrożenie stwarza poprzez koncentrację przekraczającą granice tolerancji nań zarówno organizmów, jak i całych biocenoz). Skażenia, inaczej wpływ intensywnej działalności człowieka na środowisko, można klasyfikować według różnych kryteriów, między innymi zarówno jako „sygnały” docierające do receptorów będących elementami ekosystemu, jak i powodujące określone reakcje organizmów czy populacji.

Skażenia środowiska, traktowane jak czynniki ekologiczne, podzielić można na:

— Substancje gazowe, stałe lub działające w postaci roztworu, które w różnym stopniu oddziałują na metabolizm organizmów. Obserwujemy w tym zakresie całą skalę reakcji, od zmiany określonych szlaków metabolicznych, których efekty ujawniają się po pewnym czasie, aż po nekrozy i śmierć.

— Wpływy zmieniające środowisko i poprzez te zmiany oddziałujące na biocenozę. Zaliczyć tu można zmiany stosunków wodnych, deformacje powierzchni, skażenia termiczne lub radioaktywne czy wreszcie wzrost stężenia  $\text{CO}_2$  w atmosferze, stwarzający perspektywę efektu szklarniowego.

Oddziaływanie poszczególnych czynników ekologicznych przejawia się na różnych poziomach organizacji biologicznej i różna jest też odpowiedź receptora. Jedno z podstawowych praw ekologicznych, sformułowane przez Beierink'a i Baasbeckings'a (według Steuning i Jäger 1982) mówi: „Everything is everywhere, but environment select”. Jeśli więc jakiś czynnik środowiska, w tym przypadku emisja oddziałuje z natężeniem przekraczającym granice tolerancji, utrwalone drogą ewolucji adaptacyjnej, rezultatem jest bądź zmiana adaptacyjna w funkcjonowaniu organizmu, bądź też jego eliminacja.

Problem ustalenia granic stężeń, od których zaczyna się proces nowej adaptacji (lub też eliminacji) narażonego na emisje organizmu jest bardzo trudny do rozwiązania.

Jednym z ważniejszych rodzajów skażeń w Polsce jest  $\text{SO}_2$ . Białobok (1980) podaje, że jeśli przez 1/4 roku stężenie  $\text{SO}_2$  przekracza  $0,08 \text{ mg/m}^3$ , to niemożliwa jest uprawa sosny zwyczajnej. Guderian (1977) podaje (według Materny) graniczne wartości stężeń  $\text{SO}_2$ , przy których nie obserwowano jeszcze uszkodzeń, a z drugiej strony — przy których następuje śmierć drzewostanów świerkowych (tab. 4).

Tabela 4

Graniczne wartości stężeń  $\text{SO}_2$  dla drzewostanów świerkowych. (Guderian (1977) wg Materny)

Reakcja	Średnia koncentracja $\text{SO}_2$ ( $\mu\text{g/m}^3$ )			Zawartość S w szpilkach (%)
	cały rok	okres wegetacyjny	zima	
Brak uszkodzeń	15	5	30	0,1
Śmierć	70—90	40—70	100—200	0,320

Haggestad i in. (1981) określają stężenie  $\text{SO}_2$  w ciągu jednej godziny, równe  $1300\text{—}2600 \mu\text{g/m}^3$  jako progowe, przy czym wrażliwsze drzewa reagują ujemnie już przy  $130 \mu\text{g/m}^3$ . Stosunkowo wysoką wartość progową dla *Pinus strobus*, równą  $1460 \mu\text{g/m}^3$  tłumaczą efektem selekcji na terenie ich badań. Oznacza to ich zdaniem, że osobniki bardziej wrażliwe już zostały wyeliminowane. Karnosky (1981) badając w ciągu wielu lat reakcję *Pinus strobus* również stwierdził pięciokrotną różnicę w stopniu uszkodzania roślin wrażliwych i tolerancyjnych.

Latocha (1983) w lasach Górnego Śląska stwierdził, że przedział od uszkodzeń do obumierania drzew mieści się w granicach ( $\text{mg/m}^3$ ):

0,015—0,09 dla całego roku

0,005—0,07 dla okresu wegetacji

0,030—0,12 dla zimy

W różnych warunkach — laboratoryjnych i w terenie badali to zagadnienie Linzon (1980), Stephen i in. (1980) — dla  $\text{O}_3$  i inni.

Efekt przekroczenia progu tolerancji drzewa na konkretne skażenia przejawia się najczęściej przez ograniczenie żywotności i zahamowania przyrostu. Czuchajowska i Przybylski (1978) stwierdzili, że w terenie skażonym zawartość barwników asymilacyjnych u sosny zwyczajnej spada do 30%.

Witkowski i Meixner (1983) stwierdzili spadek przyrostu w 60-letnim drzewostanie sosnowym w ciągu 15 lat o  $3,2 \text{ m}^3/\text{ha}$  w rejonie oddziaływania huty aluminium. Doświadczenia Braniewskiego (1983) wykazały, że pyły zawierające Cd, Pb i Zn wyraźnie hamują przyrost i rozwój siewek w szkółce. Jeffree (1980) zestawiał roczne stężenia średnie  $\text{SO}_2$  w  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  i odpowiadające im straty plonu w lesie (tab. 5).

Tabela 5

Średnioroczne stężenie  $\text{SO}_2$  (w  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )  
i odpowiadające im straty plonu w lesie  
(Jeffree 1980)

Średnioroczne stężenie ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Straty plonu w lesie (%)
45	ślady uszkodzeń
70	20
95	40
130	60
180	80
250	drzewa giną

Według badań Sporka (1983) za ograniczenie przyrostu sosny zwyczajnej na wysokość, odpowiedzialne jest zaburzenie równowagi kationowej i przekroczenie krytycznej koncentracji Pb w tkankach twórczych.

Innego rodzaju uszkodzenia stwierdził Palowski (1986), obniża się mianowicie żywotność nasion sosny zwyczajnej. W warunkach silnego skażenia i pogorszenia stosunków wodnych przyrost masy zostaje ograniczony nawet do 10%, natomiast obniżka żywotności nasion nie jest aż tak drastyczna (Palowski, Przybylski 1986). Jeśli skaże-



nia oddziałują w ciągu dłuższego czasu, to np. u sosny zwyczajnej występują wyraźne zmiany pokroju (Wolak 1980).

Oprócz indywidualnych reakcji drzew na emisje stwierdzono też reakcje na poziomie populacji, które mają lub mogą mieć konsekwencje genetyczne. Zróżnicowaną dla poszczególnych rodów lub proveniencji sosen i świerków reakcję na skażenia stwierdzali m. in. Niemtur (1979), Scholz (1980, 1981), Scholz i Timmann (1980), Oleksyn (1983).

Piętrowa budowa zbiorowisk leśnych powoduje, że poszczególne warstwy roślinności są narażone niejednakowo na imisje. Najsilniej narażone są korony drzew. Reakcją jest najczęściej obumieranie aparatu asymilacyjnego, m. in. poprzez zanik barwników (Czuchajowska, Przybylski 1978) oraz nekrozy częściowe. W konsekwencji obserwuje się przerzedzanie koron i zmianę warunków świetlnych.

Dalszym następstwem jest zmniejszanie się osłonowej funkcji koron drzew dla podszytu i runa. Skażenia docierają wtedy bezpośrednio do dna lasu, przy czym zwiększa się koncentracja skażeń w roślinach runa i podnosi ich śmiertelność (Buszman 1982, Lorek 1978). Reakcją runa wyraża się ponadto poprzez zanik niektórych gatunków albo redukcję ilościową roślin charakterystycznych, kompensowane inwazją synantropów i chwastów (Ciepał 1984). Zmiany w runie przejawiają się też tym, że nawet typowo leśne gatunki o różnym stopniu tolerancji zachowują się inaczej. Na przykład bardziej wrażliwa *Vaccinium myrtillus* ustępuje na korzyść *Vaccinium vitis-idaea* (Buszman 1982, Huttunen 1982).

Również świat zwierzęcy reaguje na imisje. Znajduje to najczęściej wyraz w zmianach stosunków dominacji w populacjach owadów (Leśniak 1981, Wiackowski 1981).

Wrażliwość i reakcja gleb leśnych na imisje jest może najtrudniejszym problemem. Postępującą koncentrację metali ciężkich w glebach, poddanych presji przemysłu stwierdził między innymi Ciepał (1984). Hartel i Cerny (1981) podają, że zakwaszenie gleb wzrosło w pobliżu zakładów przemysłowych o 1,5 jednostki pH. Obniża to aktywność enzymów glebowych i mineralizację substancji organicznej. Halbwachs (1983) doszedł do podobnych rezultatów. Malhotra i Blauel (1977) stwierdzili generalnie, że zakwaszenie gleb rozregulowuje cykling i powoduje zwiększenie zagrożenia poprzez toksyczne jony Al.

Doświadczenia laboratoryjne Francisa (1982) potwierdziły te konkluzje.

Natomiast nie wyjaśniona do końca pozostaje kwestia kwaśnego deszczu i jego oddziaływania na lasy regionów północnych. Puckett (1982), który prowadził dokładne badania dendroekologiczne w USA sugeruje, że za obniżkę przyrostu drzew takich gatunków jak: *Pinus strobus*, *Pinus rigida*, *Tsuga canadensis* i inne mogą być odpowiedzialne kwaśne deszcze. Halbwachs i Bednar (1984) utrzymują, że wzbogacają one gleby leśne, szczególnie słabe w substancje odżywcze. Jonson (1976) nie wyklucza negatywnego wpływu na przyrost, ale podejrzeń tych nie potwierdziły komputerowe analizy Abera i in. (1982).

Generalnie można stwierdzić, że duża na ogół pojemność sorpcyjna gleb umożliwia wchłanianie i blokowanie znacznych ilości metali ciężkich i innych skażeń, nie jest to jednak pojemność nieograniczona. Przekroczenie bariery koncentracji powoduje powstanie obszarów pustynnych, których detoksykacja jest praktycznie niemożliwa, a teoretycznie obliczona na setki lat. Problem ten istnieje już w otoczeniu zakładów metalurgii kolorowej.

Analiza oddziaływań na elementy ekosystemu ma podstawowe znaczenie dla poznania mechanizmów zmian, natomiast dla gospodarki leśnej szczególnie w perspektywie przyszłości, najważniejsze jest niebezpieczeństwo uruchomienia procesów, przekształcających cały ekosystem, zagrażających zaburzeniem równowagi. Nowe układy homeostatyczne powstają bowiem w wyniku długotrwałych procesów adaptacyjnych.

Pierwszym symptomem zmian ekosystemu jest ustępowanie gatunków, będących z reguły jego istotnymi składnikami. Dotyczy to najczęściej drzew (Białobok 1984, Kozłowski 1983, Mc Clenahen 1978, Report 1979, Smith 1974, 1981, Smykała 1984) lub roślin wskaźnikowych i charakterystycznych (Ciepał 1984, Rostański, Przybylski 1980). Na obszarach, znajdujących się pod długotrwałą presją zjawisko to może przybierać postać ustępowania gatunku z całego regionu. Na szeroką skalę dotyczy to jodły (*Abies pectinata*) w Europie środkowej (Jurek i in. 1983) czy niektórych gatunków drzew w Ameryce Północnej (Mc Clenahen 1978). Ulegają także pogorszeniu takie elementy taksacyjne, jak zadrzewienie (Mc Clenahen

1978) i przede wszystkim przyrost całego drzewostanu. Kozłowski (1983) konstatuje w lasach Polski południowej 20% redukcję przyrostu, a Kawalec (1980) ocenia straty w miąższości drzewostanu sosnowego, powodowane przez osuszające działanie kopalni odkrywkowej na 23—43%. Notuje się nasilenie występowania szkodników i chorób grzybowych (Jurek 1983, Sierpiński 1984, Zimny 1983). Materna (1980) podaje, że na skutek uszkodzenia aparatu asymilacyjnego pogarsza się gospodarka wodą, przepływającą przez ekosystem. O zmniejszeniu się filtracyjnej funkcji lasu piszą autorzy „Report'u” (1979), a także Smith (1974, 1981) i inni. Generalnie podkreśla się zachwianie lub zagrożenie równowagi ekosystemu leśnego przez uruchomienie procesów nawet początkowo niezauważalnych (Kozłowski 1980, Luck 1981, Skelly 1980, Smith 1981, Zonnenveld 1982). Wołak (1980) opisał proces przekształcania ekosystemu leśnego w zbiorowiska krzewiaste, trawiaste i wreszcie w pustynię przemysłową. Niektórzy autorzy (Lines 1979, Smith 1981, Wiąckowski 1981) zauważają również inną funkcję, jaką w określonych warunkach odgrywają skażenia — chodzi o swego rodzaju nawożenie.

Zmiany zachodzące w ekosystemie leśnym nie muszą oznaczać jego degradacji, nie zawsze też można w sposób jednoznaczny ją ocenić. Poziomem odniesienia może być określony stan oceniany z punktu widzenia ściśle biologicznego — stan homeostazy. Definicja według Oduma (1977) określa ją jako tendencję układów biologicznych do opierania się zmianom i trwania w stanie równowagi.

Może to być również ocena ekonomiczna biorąca za punkt wyjścia wartości gospodarcze, jakie ekosystem przedstawia. Drugi sposób podejścia utrudnia ocenę choćby ze względu na zmienną wartość handlową uzyskiwanych z lasu plonów, a także rosnącą rolę pozaproдукcyjną lasu.

Wydaje się jednak nie ulegać dyskusji fakt, że pod wpływem aktualnie istniejących skażeń przemysłowych następuje rozchwianie homeostazy i zmniejsza się wartość ekonomiczna lasu. Jest to jego degradacja. Przejawem jej są zaburzenia w bilansie obiegu materii i redukcja w stosunku do możliwości — związanej energii pierwotnej. Oba te elementy można zmierzyć, np. ilość krążących w ekosystemie biogenów lub związanej energii słonecznej w przeliczeniu na jednostkę czasu

i powierzchni. Parametry te wykazują pewne wahania niezależnie od działalności człowieka, będące rezultatem zmienności klimatu (temperatur, opadów) lub klęsk żywiołowych (pożarów, powodzi). Ekosystem jednak dysponuje mechanizmami autoregulacji w ramach sobie właściwej amplitudy. Im bardziej złożona jest jego struktura, im więcej elementów ją tworzy, tym bardziej stabilny jest cały układ. Liczba powiązań i zależności pomiędzy składowymi powoduje, że zerwanie lub osłabienie jednego czy nawet kilku „kanałów informacyjnych” może być szybko zrekompensowane wytworzeniem nowych lub wzmocnieniem dotąd istniejących.

Cybernetyczne potraktowanie ekosystemu leśnego sugeruje możliwość stworzenia modelu matematycznego, za pomocą którego można by opisać zarówno stan funkcjonowania zrównoważonego, czyli normalnego, jak i zaburzenia, przede wszystkim typu degradacji. Próby podejmowali np.: Murphy i in. (1977), Kickert, Miller (1978) i in. Wydaje się jednak, że na razie trudno mówić o zadowalających wynikach. Na przeszkodzie stoją wielość i zmienność elementów, a także niepełna znajomość mechanizmów ich działania i interakcji.

Próba zdefiniowania degradacji ekosystemu leśnego powinna oprzeć się na:

1. Stwierdzeniu czy uzyskany plon (w Polsce głównie drewno, choć nie wyłącznie) odpowiada potencjalnej produktywności siedlisk. Poziomem odniesienia są np. tablice zasobności, bonitacja itp. Zmienność siedliska powoduje znaczną amplitudę wartości poszczególnych prób, dlatego ocena tabelaryczna prezentuje raczej statystyczne przybliżenie.

2. Określeniu, w jakim stopniu zmniejszone zostały pozaprodukcyjne wartości lasu, np. wodochronne i glebochronne, zdolność wchłaniania zanieczyszczeń, produkcja tlenu itp. Problem ten jest bardzo słabo zbadany, gdyż szacunki wysokości strat, oparte na wartości jednostkowej plonu (przyrost drewna z 1 ha) wahają się od wskaźnika 0,5 (Trampler 1980) do 6,5 (Patryka, Babicki 1983). W Czechosłowacji wskaźnik wartości pozaprodukcyjnej szacuje się na 2,5—8,0.

3. Sprecyzowaniu, jak dalece zachwiane zostały procesy i struktury ekologiczne, jak np. krążenie materii, przepływ energii, stosunki konkurencji, dominacji itp. Wymaga to — jako wzorca — rezultatów

badania kompleksowych. Przeprowadzono ich niewiele. Przykładem dla Polski może być monografia Puszczy Niepołomickiej (Grodziński i in. 1984), dla USA badania lasów San Bernardino (np. Luck 1981 i in.). Każde z tych opracowań dotyczy innych warunków geograficznych i ekonomicznych, co praktycznie uniemożliwia, a przynajmniej utrudnia uogólnienie.

Jak już zaznaczono wyżej, istotne jest określenie sukcesji, zmian kierunkowych, a także przejawy i rezultaty tych zmian. Jeśli np. stwierdza się wycofywanie się jakiegoś gatunku, to z punktu widzenia przyrodniczego i dla ekosystemów lokalnych alarmujące jest zanikanie każdego taksonu, np. jodły (Jaworski, Zarzycki 1983), chociaż w całości szaty leśnej uczestniczy ona w wysokości 2%, a w ogóle występuje tylko w południowej części kraju. Natomiast wymieranie świerków w górach zachodniej Polski, oprócz znaczenia przyrodniczego ma dużą wagę również ekonomiczną, bo świerk w tych regionach jest głównym gatunkiem lasotwórczym.

#### OCHRONA EKOSYSTEMÓW LEŚNYCH PRZED SKAŻENIAMI

Ochrona i przeciwdziałanie zagrożeniu sprowadza się do następujących problemów:

1. Redukcja skażeń i powstrzymanie presji antropogenicznej na ekosystemy naturalne i paranaturalne. Jest to sposób najskuteczniejszy, ale najtrudniejszy, bo wymagałby ogromnych nakładów i zmiany struktury przemysłu czy przynajmniej niektórych jego gałęzi (Białobok 1984).

2. Skuteczna ochrona techniczna przed skażeniem: filtry, oczyszczalnie, obiegi zamknięte, hermetyzacja itp. Teoretycznie niemal wszystkie problemy mają już rozwiązania techniczne, nawet odsiarczanie gazów odlotowych, są jednak bardzo kosztowne i wymagają w określonych przypadkach (choć nie zawsze) wysoko wyspecjalizowanych i nowoczesnych wytwórni.

3. Działania przyrodniczo-leśne, polegające na swoistej korekcie czy naprawie degradowanych ekosystemów. Taksony (gatunki lub jednostki niższej rangi systematycznej) wrażliwe można próbować zastępować mniej wrażliwymi, np. sosną zwyczajną — sosną czarną lub

dębem czerwonym itp. Gatunki te jednak powinny mieć podobne wymagania ekologiczne, aby mogły skutecznie zastąpić eliminowany przez skażenia składnik. Istnieje możliwość hodowli odmian „ulepszonych” pod względem jakichś cech, również odpowiedzialnych za reakcję organizmu na skażenia (Białobok 1980). Czas potrzebny na wytworzenie nowej formy lub też na jej wyszukanie wśród naturalnej zmienności populacji jest zwykle znaczny, a ponadto weryfikacja tych form wymaga dodatkowego czasu, nakładów i organizacji. Prace tego typu prowadzone są w różnych ośrodkach, między innymi w Polsce w Instytucie Dendrologii PAN. Innego typu badania również mogą przyczynić się do zmniejszenia wrażliwości roślin leśnych. Na przykład prace Krupy (1984) i Pawlewskiego (1984) wykazały rolę mikoryzy w pobieraniu metali ciężkich przez sosnę. Zapewnienie więc odpowiednich warunków glebowych również może być elementem działań profilaktycznych. Z punktu widzenia ekologii bardzo ważne są jednak zmiany trwałe, np. zwiększenie stężenia metali ciężkich w środowisku. Detoksykacja, jeśli w ogóle jest możliwa, byłaby procesem obejmującym setki lat. (Por. rozdz.: Prusinkiewicz Z., Pokojska U. Wpływ imisji przemysłowych na gleby).

Nie ulega wątpliwości, że energiczne badania muszą być podjęte. Zagrożenie szaty leśnej nie tylko w Polsce jest ogromne, perspektywy jej niszczenia i redukcji realne i niezbyt odległe. A jednocześnie dobitnie podkreśla się (Łonkiewicz 1983), że obecna lesistość wynosząca 27,6% jest niewystarczająca. Założenia przewidują do roku 1990 powiększenie obszarów zalesionych do 9,1 mln ha, czyli dojście do 29% lesistości, czyli poziomu uzasadnionego zarówno z punktu widzenia przyrodniczego, jak i ekonomicznego.

Uniwersytet Śląski, Katedra Ekologii  
ul. Jagiellońska 28, 40-032 Katowice

#### LITERATURA

- Aber J. D., Hendrey G. R., Botkin D. B., Francis A. J., Melillo J. M. 1982. Potential effects of acid rain precipitation on soil nitrogen and productivity of forest ecosystem. *Water, Soil and Air Poll.* 18/1—3/405—412.
- Białobok S. 1980. Pine forest in a polluted environment. *Symp. on Scots Pine Forestry of the Future. Papers.* Kórnik 1980.

- Białobok S. 1980. Identification of resistant or tolerant strains and artificial selection or production of such strains in order to protect vegetation from air pollution. Papers of Int. Symp. pp. 253—270.
- Białobok S. 1984. Controlling Atmospheric Pollution (w: Air Poll. a. Plant life, str. 451—478) John Wiley a. Sons.
- Białobok S., Karolewski P., Oleksyn J. 1984. Badania biologiczne w ochronie środowiska skażonego zanieczyszczeniami przemysłowymi. Mat. Symp. str. 5—29 Kórnik 16—19 V 1984 r.
- Braniewski S. 1983. Wpływ pyłów, zawierających metale ciężkie na rozwój sadzonek drzew leśnych. Sylwan 11: 27—39.
- Buszman B. 1982. Badania nad biologią *Vaccinium myrtillus* i *Vaccinium vitis-idaea* L. rosnących w warunkach środowiska skażonego przez emisje przemysłowe. Praca doktorska — maszynopis. Uniwersytet Śl. Katowice.
- Ciepał R. 1984. Badania ekologiczne runa boru sosnowego w strefie ochronnej Huty Katowice. Praca doktorska — maszynopis UŚl. Katowice.
- Czuchajowska Z., Przybylski T. 1978. The seasonal changes of chlorophylls and carotenoids in unpolluted and polluted needles of *Pinus sylvestris* L. Bull. de l'Acad. Pol. des Sci. 26(6): 369—376.
- Ellenberg H. 1973. Okosystemforschung. Springer Vlg. Berlin — Heidelberg — N. York.
- Francis A. J. 1982. Effects of acidic precipitation and acidity on soil microbial processes. Water, Air a Soil Poll. 18/1—3/: 375—394.
- Grodziński W., Weiner J., Maycock P. F. 1984. Forest Ecosystems in industrial Regions. Ecol. Studies, vol. 49 Springer — Verlag Berlin — Heidelberg — New York — Tokyo.
- Guderian R. 1977. Phytotoxicity of Acidic Gases and Its Significance in Air Pollution Control. Springer Vlg. Berlin — Heidelberg — N. York.
- Halbwachs G. 1983. Effects of air pollution on vegetation (w: Holzner W., wyd.: Man's impact on vegetation: 55—67) The Hague — Boston — London.
- Halbwachs G., Bednar H. 1984. Die Wirkung der Stickoxide und ihrer Folgeprodukte auf die Vegetation. Symp. „Stickoxide”, Techn. Univ. Wien, Mai 1984 Vorträge 23—28.
- Härtel O., Cerny M. 1981. Veränderungen in Fichtenwaldböden durch Langzeitwirkung von SO<sub>2</sub>. Mitt. Forstl. Bundesveuchanst. 137 II: 233—240.
- Heggstad H. E., Jurkovicowa M., Orgis K., Roberts T. M. 1981. Evidence for direct effects of SO<sub>2</sub> on agricultur and forestry. (w: Natural Ecosystems: Agric. Forestry a. Fisheries, Eff. of SO<sub>2</sub> and its derivates on health and Ecol.) t. 2: 3—23 Rep. of Working Group.
- Huttunen S. 1980. The Integrative Effects of Air Born Pollutants on Boreal Forest Ecosystem Int. Symp. UN. Econ. Comm. for Europe, s. 111—130 Warsaw 20—24 VIII 1979.
- Huttunen S. 1982. Some experiences on standarized monitoring of urban pollution in forest ecosystems (w: Monitoring of air pollutants by plants, s. 155—161) The Hague.
- Jaworski A., Zarzycki K. 1983. Ekologia (w: Jodła pospolita (*Abies alba* Mill.) pod red. S. Bialobok, 317—430) PWN Warszawa—Poznań.

- Jeffrey C. E. 1980. Plant damage caused by  $\text{SO}_2$ . Mat. Symp. str. 328—356 UN Econ. Comm. for Europe, Warsaw 20—24 VIII 1979.
- Jonsson B. 1976. Soil acidification by atmospheric pollution and forest growth. Proc. of 1 — st. Int. Symp. on Acid Precip. a. Forest Ecos. str. 837—842, USDA. Gen. Techn. Rep. NE-23.
- Jurek E., Olszowska G., Olszowski J. 1983. Zamieranie drzewostanów świerkowych w Górach Izerskich. Sylwan 9—10: 13—20.
- Karnosky D. F. 1981. Changes in eastern white pine stands related to air pollution stress. No 137/I: 41—45 Cary Arbor. N. York.
- Kawalec A. 1980. Wpływ wyrobiska kopalni piasku „Kotłarnia” i „Solarnia” na kształtowanie się bieżącego przyrostu sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris*). Praca doktorska, maszynopis AR Poznań.
- Kickert R. N., Miller P. R. 1978. Responses of Ecological Systems (w: Handbook of Methodology for the assessment of air pollution effects on vegetation) Minnesota USA.
- Kozłowski T. T. 1980. Impact of Air Pollution on Forest Ecosystems. Bioscience 30(2): 88—93.
- Kozłowski S. 1983. Przyrodnicze uwarunkowania gospodarki przestrzennej Polski. Wyd. PAN Ossolineum, Wrocław—Warszawa.
- Krupa P. 1984. Wpływ mikoryzy na akumulację ołowiu u sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris* L.). Praca magisterska, maszynopis UŚI. Katowice.
- Latocha E. 1983. Próby ustalenia progu toksyczności dwutlenku siarki dla drzewostanów iglastych. Sylwan 9—10: 21—28.
- Leśniak A. 1981. Possibility of bioindication of anthropogenic deformation of forest habitats on the basis of changes in invertebrata communities. I Symp. on the Prot of For. Ecos. s. 15—24 Warszawa.
- Lieth H., Whittaker R. A. 1975. Primary Productivity of the Biosphere. Springer Vlg., Berlin—Heidelberg—N. York.
- Lines R. 1979. Airborne pollution damage on vegetation. Int. Symp. Sulphur Emm. and the Environm. s. 234—241 London.
- Linzon S. N. 1980. Acute and Chronic Effects of Sulphure Dioxide on natural Vegetation Confer. „The proposed  $\text{SO}_x$  a particulate standard” Atlanta USA.
- Lorek E. 1978. Badania składu chemicznego owoców borówek *Vaccinium myrtillus* L. i *Vaccinium vitis-idaea* L., jako wskaźnika stopnia zanieczyszczenia środowiska naturalnego w rejonie wielkoprzemysłowym. Praca doktorska, maszynopis UŚI. Katowice.
- Luck R. F. 1981. Impact of oxidant air pollution and management practices on the reproduction of ponderosa and jeffrey pine in Southern California. Streszczenie nadesłane na INTECOL'82.
- Łonkiewicz B. 1983. Prognoza struktury powierzchniowej lasów w Polsce. Sylwan 2: 1—8.
- Malhotra S. S., Blauel R. A. 1977. Effects of Sulphur Dioxide on the Forest Ecosystem. — Oil Sands—Environmental: 714—719. The Can. Inst. of Mining and Metallurgy.



- Materna J. 1980. Effects of Pollution on the capacity of vegetation to perform such function as water retention, soil protection wild-life habitat etc. Int. Symp. UN Econ. Comm. for Europe. pp. 242—249.
- Mc Clenahan J. R. 1978. Community changes in a deciduous forest, exposed to air pollution. Can. J. For. Res., 8: 432—438.
- Murphy C. E., Sinclair T. R., Knoerr K. R. 1977. An Assessment of the Use of forest as Sinks the Removal of Atmospheric Sulfur Dioxide J. Environ. Qual. 6(4): 388—396.
- Niemtur S. 1979. Badania nad wewnątrzgatunkowym zróżnicowaniem odporności sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris* L.) na emisje przemysłowe. Praca doktorska, maszynopis UŚl. Katowice.
- Odum E. P. 1977. Podstawy ekologii. PWRiL Warszawa.
- Oleksyn J. 1983. Effect of industrial air pollution from a fertilizer factory on the growth of 70 years old Scots pine in a provenance experiment. Aquilo. Ser. Bot. 19: 332—341.
- Palowski B. 1986. Wpływ emisji przemysłowych huty „Katowice” na organa generatywne *Pinus sylvestris* L. Acta Biol. Silesiana 21: 58—68.
- Palowski B., Przybylski T. 1986. Studies on *Pinus sylvestris* L. growing in extremely inconvenient conditions. Acta Biol. Silesiana, 2 (19): 108—122.
- Partyka T., Babicki R. 1983. Cele i założenia polityki leśnej na przełomie XX i XXI wieku. Sylwan 8: 27—48.
- Pawlewski M. 1986. Wpływ mikoryzy na akumulację cynku w sosnie zwyczajnej (*Pinus sylvestris* L.). Praca magisterska (maszynopis) UŚl. Katowice.
- Przybylski T. 1980. The study on Scots Pine growing in polluted area in Upper-Silesia Symp. on Scots Pine Forestry in the Future. Papers, Kórnik 1980.
- Puckett L. J. 1982. Acid Rain, Air Pollution and Tree Growth in Southeastern New York. J. Environ. Qual. 11(3): 376—381.
- Report of the Symposium "The Effects of Air-Born Pollution on Vegetation" UN Econ. Comm. for Europe, 20—24 Aug. 1979 Warszawa.
- Rostański K., Przybylski T. 1980. Sprawozdanie z badań, przeprowadzonych w latach 1976—1980 w ramach problemu węzłowego 10.2 (maszynopis) Katowice.
- Scholz F. 1980. Long term effects of air pollution on the genetic structure of forest tree population. Int. Symp. UN Comm. for Europe, 20—24 Aug. 1979 Warszawa.
- Scholz F. 1981. Genökologische Wirkungen von Luftverunreinigungen auf Grund von Expositionunterschiede im Bestand. (w: Nachweis und Wirkung forstschädlicher Luftverunreinigungen art. 93—102) Mitl. Forstl. Bundesversuchsanst Wien 137/I i II.
- Scholz F., Timmann T., Krusche D. 1980. Genotypic and environmental variance in the response of Norway Spruce Families to HF fumigation. Int. Symp. UN Econ. Comm. for Europe, 20—24 Aug. 1979 Warszawa.
- Siccama T. G., Smith W. H. 1978. Lead Accumulation in a Northern Hardwood Forest. Envir. Sci. a. Technology 12(5): 593—594.

- Sierpiński Z. 1984. Aktualny stan sanitarny lasów Polski i kierunki jego poprawy. Mat. Symp. „Reakcje biologiczne drzew na zanieczyszczenia przemysłowe” str. 30—39. Kórnik 16—19 V 1984.
- Skelly J. M. 1980. Photochemical Oxidant Impact on Mediterranean and Temperate Forest Ecosystems. (maszynopis) Symp. Univ. of California, Riverside 22—27 June 1980.
- Smith W. H. 1974. Air-Pollution effects on the structure and function of the temperate forest ecosystem. *Envir. Poll.* 6: 111—129.
- Smith W. H. 1981. *Air Pollution and Forest*. Springer Vlg. N. York — Heidelberg — Berlin.
- Smykała J. 1984. Stan zdrowotny i sanitarny lasu w świetle wyników inwentaryzacji wielkopowierzchniowej. Mat. Symp. „Reakcje biologiczne drzew na zanieczyszczenia przemysłowe” s. 40—55 Kórnik 16—19 V 1984.
- Sporek K. 1983. Wpływ zanieczyszczeń powietrza na przyrost wysokości sosny pospolitej. IKS Oddz. Wrocław PWN.
- Stephen F., Duchello J. M., Skelly J. M., Chevone B. J. 1982. Oxidant effects on forest tree seedling growth in the Appalachian Mountains. *Water, Air and Soil Poll.* 18(1—3): 363—373.
- Steubing, Jäger H. —J. 1982. *Monitoring of Air Pollution by Plants*, The Hague.
- Trempler T. 1980. Evaluation économique des effets de la pollution sur la végétation (sylviculture) UN Econ. Comm. for Europe s. 317—327, 20—24 Aug. 1979 Warszawa.
- Wiąckowski S. K. 1981. An industrial air pollution and forest entomofauna. I Symp. on the Prot. of For. Ecos. s. 49—66 Warszawa.
- Witkowski Z., Meixner J. 1983. Wpływ emisji przemysłowych na przyrost drzewostanu sosnowego w regionie Konina. PTPN Prace Kom. N. Roln. i Kom. N. Leśnych, 54: 173—180.
- Wolak J. 1980. Reaction des écosystèmes à la pollution subnecrotique. UN Econ. Comm. for Europe s. 224—234, 20—24 Aug. 1979 Warszawa.
- Woodwell G. M., Botkin D. B. 1970. Metabolism of Terrestrial Ecosystems by Gas Exchange Technique. (w: *Analysis of Temperate Forest Ecosystem*, str. 73—85) Springer Vlg. Berlin — Heidelberg — N. York.
- Zimny H. 1980. The effects of pollution on the quality of agriculture and forestry products. UN. Econ. Comm. for Europe, s. 160—182, 20—24 Aug. 1979 Warszawa.
- Zonnenveld I. S. 1982. Principles of indication of environment through vegetation (w: *Monitoring of air pollutants by plants* s. 3—17) The Hague.

## INFLUENCE OF EMISSIONS ON FOREST ECOSYSTEMS

## Summary

The basic features of ecosystems are their structure and functions. The pollutants emitted by the action of man affect both. When the intensity of emission exceeds the limit of tolerance for an individual, species or population the result is either an adaptive change or an elimination. The changes observed so far in the functioning of an ecosystem exposed to the action of industrial pollutants include a lowering in the level of photosynthetic pigments in pine, a reduction in the biomass increment in trees, a lowering of the viability of seeds. Within an ecosystem changes are observed depending on the elimination from a forest of plants characteristic for the ground vegetation of a pinewood and the entering in their place of synantropic species.

A protection against these unfavourable changes and counteracting them depend on:

- reduction of antropopressure and pollution levels
- efficient technical protection (clean technologies, filters, refuse treatment plants).

Restructurisation of ecosystems depending on the replacement of species sensitive to pollutants with more resistant ones.

- Wardlaw I. F. 1981. *INFLUENCE OF AIRBORNE POLLUTANTS ON FOREST ECOSYSTEMS*. In: *Forest Ecology and Management*, ed. by J. J. Ewel, pp. 1-14. Springer-Verlag, New York.
- Wardlaw I. F. 1982. *Chemical Oxidant Impact on Mediterranean and Temperate Forest Ecosystems* (in synopsis). Symp. Univ. of California, Riverside 22-27 June 1982, Riverside, CA. The text of this paper is available in the proceedings of the symposium.
- Wardlaw I. F. 1983. *Forest Ecology and Management*, ed. by J. J. Ewel, pp. 1-14. Springer-Verlag, New York.
- Wardlaw I. F. 1984. *Forest Ecology and Management*, ed. by J. J. Ewel, pp. 1-14. Springer-Verlag, New York.
- Wardlaw I. F. 1985. *Forest Ecology and Management*, ed. by J. J. Ewel, pp. 1-14. Springer-Verlag, New York.
- Wardlaw I. F. 1986. *Forest Ecology and Management*, ed. by J. J. Ewel, pp. 1-14. Springer-Verlag, New York.
- Wardlaw I. F. 1987. *Forest Ecology and Management*, ed. by J. J. Ewel, pp. 1-14. Springer-Verlag, New York.
- Wardlaw I. F. 1988. *Forest Ecology and Management*, ed. by J. J. Ewel, pp. 1-14. Springer-Verlag, New York.
- Wardlaw I. F. 1989. *Forest Ecology and Management*, ed. by J. J. Ewel, pp. 1-14. Springer-Verlag, New York.
- Wardlaw I. F. 1990. *Forest Ecology and Management*, ed. by J. J. Ewel, pp. 1-14. Springer-Verlag, New York.
- Wardlaw I. F. 1991. *Forest Ecology and Management*, ed. by J. J. Ewel, pp. 1-14. Springer-Verlag, New York.
- Wardlaw I. F. 1992. *Forest Ecology and Management*, ed. by J. J. Ewel, pp. 1-14. Springer-Verlag, New York.
- Wardlaw I. F. 1993. *Forest Ecology and Management*, ed. by J. J. Ewel, pp. 1-14. Springer-Verlag, New York.
- Wardlaw I. F. 1994. *Forest Ecology and Management*, ed. by J. J. Ewel, pp. 1-14. Springer-Verlag, New York.
- Wardlaw I. F. 1995. *Forest Ecology and Management*, ed. by J. J. Ewel, pp. 1-14. Springer-Verlag, New York.
- Wardlaw I. F. 1996. *Forest Ecology and Management*, ed. by J. J. Ewel, pp. 1-14. Springer-Verlag, New York.
- Wardlaw I. F. 1997. *Forest Ecology and Management*, ed. by J. J. Ewel, pp. 1-14. Springer-Verlag, New York.
- Wardlaw I. F. 1998. *Forest Ecology and Management*, ed. by J. J. Ewel, pp. 1-14. Springer-Verlag, New York.
- Wardlaw I. F. 1999. *Forest Ecology and Management*, ed. by J. J. Ewel, pp. 1-14. Springer-Verlag, New York.
- Wardlaw I. F. 2000. *Forest Ecology and Management*, ed. by J. J. Ewel, pp. 1-14. Springer-Verlag, New York.
- Wardlaw I. F. 2001. *Forest Ecology and Management*, ed. by J. J. Ewel, pp. 1-14. Springer-Verlag, New York.
- Wardlaw I. F. 2002. *Forest Ecology and Management*, ed. by J. J. Ewel, pp. 1-14. Springer-Verlag, New York.
- Wardlaw I. F. 2003. *Forest Ecology and Management*, ed. by J. J. Ewel, pp. 1-14. Springer-Verlag, New York.
- Wardlaw I. F. 2004. *Forest Ecology and Management*, ed. by J. J. Ewel, pp. 1-14. Springer-Verlag, New York.
- Wardlaw I. F. 2005. *Forest Ecology and Management*, ed. by J. J. Ewel, pp. 1-14. Springer-Verlag, New York.
- Wardlaw I. F. 2006. *Forest Ecology and Management*, ed. by J. J. Ewel, pp. 1-14. Springer-Verlag, New York.
- Wardlaw I. F. 2007. *Forest Ecology and Management*, ed. by J. J. Ewel, pp. 1-14. Springer-Verlag, New York.
- Wardlaw I. F. 2008. *Forest Ecology and Management*, ed. by J. J. Ewel, pp. 1-14. Springer-Verlag, New York.
- Wardlaw I. F. 2009. *Forest Ecology and Management*, ed. by J. J. Ewel, pp. 1-14. Springer-Verlag, New York.
- Wardlaw I. F. 2010. *Forest Ecology and Management*, ed. by J. J. Ewel, pp. 1-14. Springer-Verlag, New York.
- Wardlaw I. F. 2011. *Forest Ecology and Management*, ed. by J. J. Ewel, pp. 1-14. Springer-Verlag, New York.
- Wardlaw I. F. 2012. *Forest Ecology and Management*, ed. by J. J. Ewel, pp. 1-14. Springer-Verlag, New York.
- Wardlaw I. F. 2013. *Forest Ecology and Management*, ed. by J. J. Ewel, pp. 1-14. Springer-Verlag, New York.
- Wardlaw I. F. 2014. *Forest Ecology and Management*, ed. by J. J. Ewel, pp. 1-14. Springer-Verlag, New York.
- Wardlaw I. F. 2015. *Forest Ecology and Management*, ed. by J. J. Ewel, pp. 1-14. Springer-Verlag, New York.
- Wardlaw I. F. 2016. *Forest Ecology and Management*, ed. by J. J. Ewel, pp. 1-14. Springer-Verlag, New York.
- Wardlaw I. F. 2017. *Forest Ecology and Management*, ed. by J. J. Ewel, pp. 1-14. Springer-Verlag, New York.
- Wardlaw I. F. 2018. *Forest Ecology and Management*, ed. by J. J. Ewel, pp. 1-14. Springer-Verlag, New York.
- Wardlaw I. F. 2019. *Forest Ecology and Management*, ed. by J. J. Ewel, pp. 1-14. Springer-Verlag, New York.
- Wardlaw I. F. 2020. *Forest Ecology and Management*, ed. by J. J. Ewel, pp. 1-14. Springer-Verlag, New York.
- Wardlaw I. F. 2021. *Forest Ecology and Management*, ed. by J. J. Ewel, pp. 1-14. Springer-Verlag, New York.
- Wardlaw I. F. 2022. *Forest Ecology and Management*, ed. by J. J. Ewel, pp. 1-14. Springer-Verlag, New York.
- Wardlaw I. F. 2023. *Forest Ecology and Management*, ed. by J. J. Ewel, pp. 1-14. Springer-Verlag, New York.
- Wardlaw I. F. 2024. *Forest Ecology and Management*, ed. by J. J. Ewel, pp. 1-14. Springer-Verlag, New York.
- Wardlaw I. F. 2025. *Forest Ecology and Management*, ed. by J. J. Ewel, pp. 1-14. Springer-Verlag, New York.