

**Ryszard Laskowski**

Zakład Ekologii Ekosystemów  
Instytutu Biologii Środowiskowej  
Uniwersytetu Jagiellońskiego  
ul. Karasia 6  
30-060 Kraków

## Rozkład ściółki w ekosystemach leśnych a zanieczyszczenia przemysłowe

Forest litter decomposition  
and industrial pollution

### 1. Wstęp

Warunkiem sprawnego przebiegu jednego z najważniejszych procesów ekologicznych — krążenia materii w ekosystemach — jest rozkład obumarłej materii organicznej. W lasach głównym magazynem tej materii jest ściółka, stąd tu właśnie procesy rozkładu związków organicznych do postaci dostępnej dla roślin przybierają największe rozmiary i mają zasadnicze znaczenie dla żyzności i produktywności ekosystemów (O'Neill i in. 1975, Anderson i Macfadyen 1976).

W rejonach uprzemysłowionych właśnie to ogniwo obiegu materii zostało poważnie zagrożone przez zanieczyszczenia przemysłowe z atmosfery, takie jak związki siarki, metale ciężkie, fluor i niektóre inne pierwiastki śladowe. Dlatego właśnie w ostatnich latach zwrócono baczniejszą uwagę na procesy rozkładu ściółki, badając ich przebieg tak w ekosystemach nie zagrożonych przez przemysł, jak i w silnie skażonych. Uwaga badaczy skoncentrowała się na poznaniu składu chemicznego ściółki (Jensen 1974, Berg i Wassen 1984), etapów jej rozkładu (Berg i Staaf 1980, Berg i in. 1982, Berg i Wassen 1984) oraz systemu organizmów biorących aktywny udział w procesie rozkładu materii organicznej (bakterie, grzyby, mezofauna i makrofauna ściółkowa) (Jensen 1974, Swift i in. 1979, Rozen 1987). Nie pominięto też wpływu, jaki mogą wywierać zanieczyszczenia przemysłowe na poszczególne etapy rozkładu i różne grupy destruentów.

### 2. Ściółka

#### 2.1. Opad ściółki

W badaniach prowadzonych w lasach strefy umiarkowanej wykazano stosunkowo niewielkie różnice między gatunkami drzew pod względem ilości ściółki dostarczanej przez nie w ciągu roku. Także wiek drzew, poza młodymi drzewostanami, nie ma większego znaczenia dla rocznego opadu ściółki. Istotne statystycznie różnice mogą natomiast wynikać z jakości siedliska. Wydaje się, iż jest to jednak związane raczej z przy-



padkami, w których różnice w całkowitej produkcji netto są determinowane przez różnice lokalnego klimatu, a nie przez samą zasobność gleb w substancje odżywcze (Jensen 1974). Za najistotniejszy czynnik wpływający na roczną produkcję ściółki liściowej Jensen (1974) uważa warunki klimatyczne, wyłączając wpływ ekspozycji i wysokości n.p.m. Według badań przeprowadzonych przez Body'ego i Swifta (1983) w strefie klimatu umiarkowanego w bukowo-dębowych lasach południowo-wschodniej Anglii roczny opad ściółki może się wahać w granicach 593—1264 kg/ha. Wyniki te uzyskano z dwu miejsc w ciągu dwóch lat badań. Średni roczny opad ściółki wyniósł w tym okresie 878 kg/ha. Według Rodina i Basilevicha (1967) opad ściółki w lasach iglastych strefy umiarkowanej może na ubogich stanowiskach wynosić zaledwie ok. 107 kg/ha, podczas gdy na żyznych jest wielokrotnie wyższy — rzędu 1000—3000 kg/ha, zaś na plantacjach świerkowych w okręgu Orlov osiąga 3739 kg/ha. Jeszcze wyższe wartości znane są dla różnych typów lasów z terenu Polski. Prusinkiewicz i Bigos (1978) stwierdzili w lasach w okolicy Torunia opad ściółki rzędu 5560 kg/ha przy niewielkich różnicach pomiędzy zespołami florystycznymi. Najniższy opad zanotowali w borach mieszanych *Pino-Quercetum* (5330 kg/ha), nieco wyższy w zespołach *Tilio-Carpinetum typicum* (5490 kg/ha) oraz *Tilio-Carpinetum typicum* × *Tilio-Carpinetum stachyetosum* (6010 kg/ha). Nieco mniejszy okazał się dopływ materii do ściółki w olsach (*Carici elongatae-Alnetum*) Kampinoskiego Parku Narodowego. Według badań Stachurskiego i Zimki (1975, 1976) wynosił on w pierwszej połowie lat siedemdziesiątych 3370—4120 kg/ha rocznie.

Całkowity dopływ materii organicznej do zalegającej ściółki może w lasach strefy umiarkowanej osiągać ok. 90% ich nadziemnej produkcji netto (Strojan 1978), zaś ogólna ilość nagromadzonej ściółki zawierającej rozpoznawalne części roślin waha się w bardzo szerokich granicach i może osiągać do ok. 400 t/ha na stanowiskach, gdzie zachodzi akumulacja torfu (Millar 1974). W lasach poważny udział w ściółce oprócz opadłego listowia drzew mają także nasiona, drewno oraz obumarłe części roślinności runa, które mogą stanowić ok. 40% rocznej produkcji ściółki (Duvigneaud i Denaeyer-De Smet 1970).

## 2.2. Skład chemiczny ściółki

Pod względem chemicznym ściółka może być bardzo zróżnicowana w zależności od składu gatunkowego lasu. Zawartość różnych pierwiastków oraz związków organicznych waha się u różnych gatunków drzew w szerokich granicach. Tak np. Jensen (1974) podaje, iż zawartość związków organicznych rozpuszczalnych w wodzie wynosi w ściółce 6—27%, zaś Berg i Wassen (1984) stwierdzili w liściach brzozy aż 32% takich substancji. Ilość substancji rozpuszczalnych w etanolu mieści



się w granicach 3—13% (Jensen 1974), glukany (frakcja stała) stanowią w liściach brzozy 16%, a w igłach sosny 29%, natomiast ksylany odpowiednio 7 i 2—3% (Berg i Wassen 1984). Steubing (1970) wyróżnia 6 kategorii komponentów organicznych w glebie i ściółce: (1) celulozy, stanowiące 15—60% suchej masy, (2) hemicelulozy — 10—30% suchej masy, (3) ligniny — 5—30% suchej masy, (4) frakcje rozpuszczalne w wodzie, zawierające amniokwasy, kwasy alifatyczne, cukry proste i taniny, (5) frakcje rozpuszczalne w eterze i alkoholu, zawierające pigmenty, żywice, woski, tłuszcze i oleje oraz (6) proteiny zawierające większość azotu i siarki.

Tab. I. Zawartość niektórych pierwiastków chemicznych (w mg/g suchej masy) w roślinach i ich częściach

Content of some chemical elements (in mg/g dry wt) in plants and their parts

Pierwiastki chemiczne Chemical elements	Średnio w roślinach* On the average in plants	Średnio w roślinach iglastych* On the average in coniferous plants	Igły sosny** Pine needles	Liście brzozy** Birch leaves
N	15,00	15,00	4,10	7,60
P	2,00	1,30	0,19	2,40
Mg	2,00	1,00	0,42	2,80
K	10,00	8,00	0,87	4,30
Ca	5,00	2,50	6,00	11,50
Mn	0,05	0,20	1,00	2,60

\* Wg Fortescue i Martena (1970) — Acc. to Fortescue and Marten (1970).

\*\* Wg Berga i Wassena (1984) — Acc. to Berg and Wassen (1984).

W tabeli I podano przykładowo zawartość niektórych ważniejszych pierwiastków chemicznych w roślinach i ich częściach, które mogą wchodzić w skład ściółki.

### 2.3. Organizmy żywe w ściółce

#### 2.3.1. Mikroflora

Zasiedlenie liści przez mikroflorę następuje już wkrótce po ich rozwinięciu. Jednak dopiero po opadnięciu liści w ściółce następuje szczególnie intensywny rozwój flory bakteryjnej i grzybów. Początkowy silny wzrost liczebności bakterii jest skorelowany ze wzrostem pH i zanikiem rozpuszczalnych związków organicznych. Najwyższe zagęszczenia flory bakteryjnej osiągają ściółki o wysokim początkowym pH; liczba bakterii wynosi w nich  $10^9$ — $10^{10}$  w 1 g suchej masy (Jensen 1974). Jednak po kilku tygodniach ma miejsce gwałtowny spadek ich liczebności. Najczęściej spotykane bakterie glebowe należą do rodzajów: *Pseu-*



*domonas*, *Achromobacter*, *Arthrobacter*, *Bacillus*, *Chromobacterium*, *Clostridium*, *Fluorobacterium*, *Sarcina*, *Mycobacterium*, *Nocardia*, *Streptomyces* i *Streptosporangium* (Steubing 1970).

Podobnie przebiega też rozwój mikroflory ściółkowej: początkowy silny wzrost liczebności grzybów do rzędu  $10^6$ — $10^7$  na 1 g suchej masy i po kilku tygodniach jej spadek. We wczesnych stadiach rozkładu (0—6 miesięcy) w ściółce dominują takie grzyby, jak *Aureobasidium pullulans*, *Phoma* sp., *Phomopsis* sp., *Coleophoma* sp., *Epicoccum* sp., *Polyscytalum* sp., *Desmazierella acicola*. W ściółce 1—2-letniej przeważają: *Mucor* sp., *Penicillium* sp., *Trichoderma* sp. W stadiach finalnych rozkładu mikroflora staje się coraz bardziej zdominowana przez typowe grzyby glebowe z rodzajów *Penicillium*, *Mucor*, *Trichoderma* i *Mortinella* (Jensen 1974, Millar 1974).

### 2.3.2. Fauna ściółkowa

Ze względu na obfitość łatwo dostępnej materii organicznej ściółka jest warstwą bogatą tak pod względem liczby zamieszkujących ją gatunków, jak i zagęszczenia osobników. Zarówno zagęszczenie jak i różnorodność gatunkowa są większe w warstwie ściółki niż w położonych pod nią górnych warstwach gleby. Według Jensena (1974) tę warstwę w europejskich lasach strefy umiarkowanej zamieszkuje stale ok. 100 różnych gatunków *Protozoa*, a do najliczniejszych należą *Rhizopoda* (ok.  $10^7$  osobników na  $1\text{ m}^2$ ) oraz *Testacea* i *Ciliata* (do  $10^6$  osobników na  $1\text{ m}^2$ ). Wśród przedstawicieli mezofauny istotne pod względem liczebności i wpływu na rozkład ściółki są przede wszystkim *Acari* ( $4 \times 10^5$  osobników na  $1\text{ m}^2$ ) oraz *Collembola* ( $2 \times 10^5$  osobników na  $1\text{ m}^2$ ).

Ściółka, a także przylegająca do niej wierzchnia warstwa gleby, są też zamieszkałe przez różnorodnych przedstawicieli makrofauny. Szczególnie duże znaczenie dla tempa rozkładu ściółki mają *Lumbricidae*, zwłaszcza gatunki *Lumbricus terrestris* L., *Allolobophora longa* (Ude) (Jensen 1974), *Lumbricus rubellus* Hoffm., *Allolobophora caliginosa* (Sav.), *Allolobophora rosea* (Sav.), *Octolasion lacteum* (Oerley) i *Dendrobaena octaedra* (Sav.) (Różen 1987). Działalność dużych gatunków dżdżownic glebowych prowadzi do powstania próchnicy typu mull. W środowiskach ubogich w takie gatunki rozwija się zwykle próchnica typu mor, dla której charakterystyczne są małe gatunki ściółkowe. W glebach z próchnicą typu mull całkowita biomasa dżdżownic osiąga według Jensena (1974) 100—200 g/m<sup>2</sup>, zaś w glebach o próchnicy mor nie przekracza zwykle 2 g/m<sup>2</sup>. Podobną biomasa na glebach typu mor (ok. 2 g/m<sup>2</sup>) osiągają też *Enchytraeidae*; na glebach mull ich biomasa jest znacznie niższa od biomasy *Lumbricidae*. Dla grądów Różen (1987) podaje średnią roczną biomasa *Lumbricidae* od 14,1 g/m<sup>2</sup> w suchych grądach wysokich do 36,6 g/m<sup>2</sup> w grądach niskich.



Ponadto pewne znaczenie w ściółce lasów europejskich mają też *Diplopoda*, larwy *Tipulidae*, *Bibionidae*, *Lycoriidae* oraz *Sciophilidae* (Jensen 1974).

### 3. Rozkład ściółki

#### 3.1. Metody stosowane w badaniach nad rozkładem ściółki

Tempo rozkładu materii organicznej w ściółce można badać zarówno w terenie jak i w warunkach laboratoryjnych. Analizy laboratoryjne pozwalają na bardzo dokładne oznaczenie aktywności mikroorganizmów biorących udział w rozkładzie ściółki, stąd doskonale nadają się do prac porównawczych dla różnych typów ściółki czy też np. wpływu zanieczyszczeń przemysłowych lub nawożenia na tempo rozkładu. Ponieważ jednak badania takie prowadzone są w sztucznych układach (stała temperatura, brak makrofauny ściółkowej i glebowej), nie można ich wyników odnosić bezpośrednio do warunków naturalnych (terenowych).

Do najczęściej stosowanych metod w tej grupie należą badania respirometryczne (Rühling i Tyler 1973) oraz analizy aktywności niektórych enzymów glebowych (Smith 1981). Najlepiej zbadanymi obecnie enzymami glebowymi są (ze względu na duże znaczenie w rolnictwie) ureazy — enzymy szeroko rozpowszechnione wśród roślin wyższych i mikroorganizmów, odpowiedzialne za katalizę hydrolizy mocznika na dwutlenek węgla i amoniak. Częstym obiektem badań są też dehydrogenazy (niespecyficzne enzymy utleniające), fosfatazy katalizujące rozkład związków organicznych zawierających fosfor,  $\beta$ -glikozydazy jako jedne z ważniejszych wśród glebowych karbohidraz,  $\alpha$ -amylazy i  $\beta$ -amylazy odpowiedzialne za rozkład skrobi. Aktywność tych ostatnich jest na ogół dobrze skorelowana z respiracją ściółki. Pewną rolę odgrywają w badaniach ściółkowych także enzymy pośredniczące w hydrolizie glukozy do fruktozy — inwertazy, choć ich aktywność często nie jest skorelowana z obecnością w ściółce mikroorganizmów i respiracją ściółki. Ponadto badano aktywność arylosulfataz (odpowiedzialnych najprawdopodobniej za obieg siarki w ekosystemach) oraz dwie grupy enzymów o wzajemnie skorelowanej aktywności: celulazy oraz ksylanazy (Smith 1981).

Metodami niejako pośrednimi pomiędzy laboratoryjnymi i terenowymi są rozmaite sposoby pomiaru dyfuzji  $\text{CO}_2$  z gleby. Do tej dużej grupy należą zarówno badania typowo laboratoryjne (np. wspomniane już pomiary respirometryczne, metody chromatograficzne, konduktometryczne i kolorymetryczne), jak i terenowe — metody oparte na absorpcji  $\text{CO}_2$  w ługu (Zanzer 1985).



Jako niemal już standardową metodę terenowych badań nad rozkładem ściółki należy na pierwszym miejscu wymienić pomiar tempa rozkładu ściółki za pomocą tzw. woreczków ściólkowych (litter bags). Mianowicie torebki wykonane z plastikowej siatki o określonej (w zależności od porzeb badań) średnicy oczek napełnia się odważoną porcją ściółki i tak przygotowane eksponuje się w terenie przykrywając je cienką warstwą naturalnej ściółki. Woreczki zbiera się następnie seriami w określonych odstępach czasu i ważąc ich zawartość określa się tempo ubywania ściółki (rozkład, a także w pewnym stopniu wymywanie i roznoszenie przez organizmy glebowe) w kolejnych przedziałach czasowych (Dziadowiec i Kwiatkowska 1980, Seastedt i Crossley 1983, Grodziński nie publ.).

Do określania skutków wieloletniego oddziaływania zanieczyszczeń przemysłowych szczególnie dobrze nadaje się pomiar akumulacji ściółki w terenie. Z wyznaczonych do badań obszarów pobiera się próbki ściółki (np. za pomocą próbników o określonej powierzchni), które następnie suszy się i waży (Grodziński nie publ.). Można w ten sposób wyliczyć, ile suchej masy ściółki lub materii organicznej gromadzi się w badanym ekosystemie na jednostce powierzchni.

Wadą wymienionych metod jest jednak nieporównywalność ich wyników, gdy badania prowadzone są w ekosystemach o odmiennym charakterze (różny skład gatunkowy, wilgotność oraz pH gleby itp.). Stąd próby znalezienia standardu, który pozwoliłby na takie porównania. Metody spełniające ten warunek polegają na ekspozycji w terenie materiałów o znanym i stałym składzie chemicznym, których rozkład jest łatwy do prześledzenia. Mogą to być np. krążki ligniny (bibuły filtracyjnej) (Ratliff 1976) lub płytki agarowe o znanej powierzchni. Krążki takie eksponuje się w warstwie ściółki na kilka tygodni lub miesięcy i zbiera seriami w określonych odstępach czasu. Dla zebranych krążków oznacza się ubytek masy lub powierzchni. Ponieważ skład chemiczny takich „wskaźników” jest stały, tempo ich rozkładu zależy wyłącznie od warunków zewnętrznych, przede wszystkim od aktywności i liczebności destruentów w ściółce.

### 3.2. Czynniki warunkujące proces rozkładu

Dane dotyczące roli poszczególnych grup organizmów ściólkowych i glebowych w rozkładzie ściółki są dalekie od precyzji i jednoznaczności. Według badań Stachurskiego i Zimki (1976) za ok. 73,5% rocznego rozkładu ściółki w olsach odpowiedzialne są saprofagi, zaś jedynie pozostałe 26,5% zostaje rozłożone przez mikroorganizmy. Natomiast Jensen (1974) podaje, iż ok. 80% ściółki jest rozkładane przez mikroorganizmy, zaś rolę organizmów wyższych widzi autor głównie w me-



chanicznym rozdrabnianiu materiału, co sprzyja rozwojowi mikroorganizmów dzięki zwiększeniu powierzchni nadającej się do zasiedlenia, lepszej aeracji gleby i zwiększeniu pojemności wodnej. Niezależnie jednak od udziału mikroorganizmów i saprofitów w omawianym procesie stwierdzono niezbicie, że do sprawnego przebiegu rozkładu materii organicznej w ściółce niezbędna jest obecność obu tych grup organizmów (Millar 1974).

Pomijając aktywność flory i fauny ściółkowej najistotniejszymi czynnikami regulującymi proces rozkładu są chemiczny skład ściółki oraz klimat (oba determinują zasobność ściółki w mikroorganizmy). Wpływ klimatu na tempo rozkładu materii organicznej jest dość jasny: im cieplejsza i wilgotniejsza strefa klimatyczna, tym wyższe tempo rozkładu (Anderson i Macfadyen 1976). Nie jest natomiast dostatecznie wyjaśnione, które ze składników chemicznych ściółki mają największy wpływ na przebieg tego procesu. Wydaje się, iż do najważniejszych parametrów chemicznych należy zawartość materii organicznej rozpuszczalnej w wodzie (Jensen 1974). Jest to intuicyjnie zrozumiałe, gdyż w formie rozpuszczalnej substancje te zostają łatwo i szybko uwolnione ze ściółki i to w postaci stosunkowo najlepiej poddającej się dalszym procesom rozkładu. Z analogicznych względów wymienia się wśród substancji limitujących tempo rozkładu poziom lignin w ściółce (Berg 1984). Są one nierozpuszczalne, a rozkładowi poddają się z trudem i powoli. Stąd wyższy poziom lignin powoduje obniżenie tempa rozkładu.

Inne czynniki mogące limitować tempo rozkładu to poziom azotanów w ściółce i koncentracja niektórych pierwiastków biogennych (głównie N, P, S i Ca) (Jensen 1974, Berg i Staaf 1980, Berg 1984). Występuje też kilka związków organicznych typu fenoli i polifenoli charakteryzujących się szczególnie niskim tempem rozkładu, co najprawdopodobniej wiąże się z tym, iż hamują one rozwój grzybów (Berg i in. 1982).

### 3.3. Przebieg rozkładu ściółki

Badania nad przebiegiem rozkładu ściółki w lesie, choć prowadzone przez wielu badaczy, nie dały jak dotąd jednoznacznego ogólnego modelu tego procesu. Jest to po części podyktowane samym składem chemicznym ściółki, który może być bardzo różnorodny w zależności od ekosystemu (p. rozdz. 2.2.), po części zaś wynika z niejednorodnych metod badawczych stosowanych w tego rodzaju pracach (p. rozdz. 3.1). Nim jednak przejdziemy do rozważań nad wpływem zanieczyszczeń przemysłowych na rozkład ściółki warto zapoznać się z pewnymi prawidłowościami w przebiegu tego procesu w lasach strefy umiarkowanej.

Berg i Staaf (1980) stwierdzili dodatnią korelację między utratą ciężaru ściółki a początkowym poziomem takich pierwiastków, jak azot,



fosfor, potas i siarka, ale tylko do ok. 30% utraty ciężaru. Po rozkładzie tej ilości materii organicznej rozpoczynał się rozkład lignin, którego tempo było już niezależne od koncentracji pierwiastków odżywczych. Ilość wspomnianych pierwiastków uwalnianych z danego typu ściółki w jednostce czasu jest determinowana przez trojaki rodzaj zjawiska: (1) bezpośredni efekt ich koncentracji w ściółce, (2) pośredni efekt wynikający ze zmiany tempa rozkładu oraz (3) mikrobiologiczną retencję w ściółce.

Wśród wszystkich składników chemicznych ściółki jako pierwsze rozkładowi ulegają cukry, estry sterydowe i trójglicerydy; najszybszy spadek ich zawartości zanotowano w ciągu pierwszego roku rozkładu (Berg i in. 1982). Najbardziej stabilnymi elementami rozpuszczalnymi okazały się niektóre alkohole izoprenowe, sterole i kilka kwasów. Z komponentów stałych najszybciej rozkładowi ulegały arabinozy, celuloza nieco szybciej od grupy chemiceluloz, lignina zaś była najwolniej rozkładającym się składnikiem ściółki (ok. 48% w ciągu 5 lat) (Berg i in. 1982).

#### 4. Wpływ zanieczyszczeń przemysłowych na proces rozkładu ściółki

Historia badań nad wpływem zanieczyszczeń przemysłowych na rozkład ściółki sięga początku lat siedemdziesiątych, kiedy Rühling i Tyler (1973) przeprowadzili w Szwecji porównawcze prace nad tempem rozkładu ściółki w lasach sosnowych położonych wokół dwóch hut emitujących metale ciężkie — Cu, Zn, Cd, Ni i Pb. Wyniki tych studiów prowadzonych równocześnie w terenie i w laboratorium wykazały, że na kwaśnych stanowiskach leśnych tempo rozkładu może ulec zahamowaniu już przy średnich koncentracjach jonów metali ciężkich, przynajmniej podczas tych pór roku, gdy ilość opadów jest znaczna.

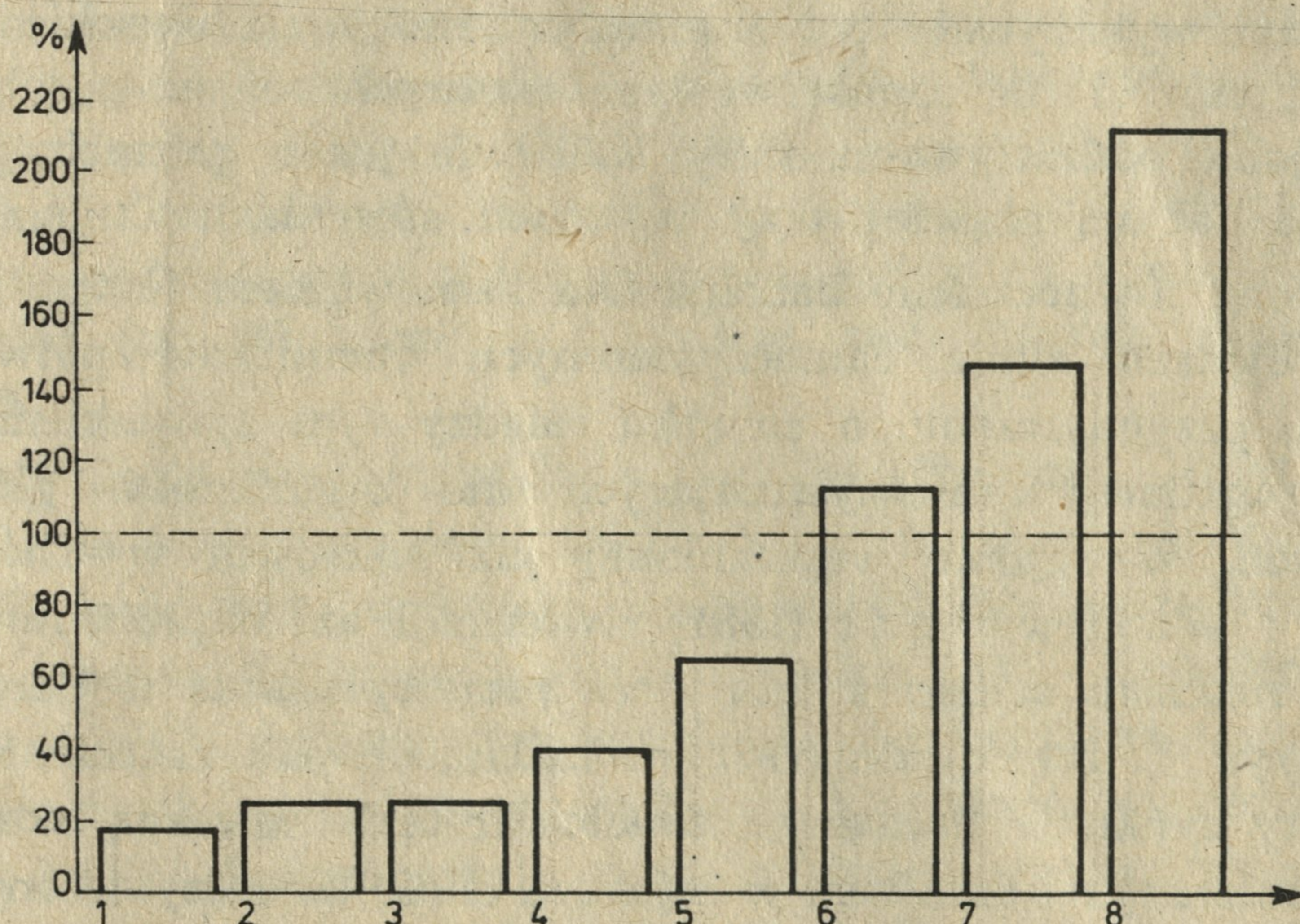
W kilka lat później Jackson i Watson (1977) prowadząc badania zespołów destruentów oraz krążenia pierwiastków w ściółce i glebie leśnej w rejonie oddziaływania huty ołowiu w południowo-wschodniej części stanu Missouri (USA) stwierdzili obniżenie liczebności destruentów oraz zmiany w obiegu pierwiastków na badanym obszarze (0,4—0,8 km od huty). Już wówczas autorzy ci zasugerowali, iż takie uszkodzenie mechanizmów krążenia pierwiastków może służyć jako wczesny wskaźnik stresu wywołanego chemicznym zanieczyszczeniem ekosystemu.

Badania te potwierdziły wcześniejsze przypuszczenia mikrobiologów (Babich i Stotzky 1974), że akumulacja metali ciężkich w ściółce i humusie może być toksyczna dla destruentów (mikroorganizmów) i że to właśnie zjawisko może być w dużej mierze odpowiedzialne za hamowanie tempa rozkładu ściółki w rejonach znajdujących się pod presją



przemysłową. Wkrótce toksyczność niektórych metali ciężkich dla mikroorganizmów została też potwierdzona na drodze doświadczalnej: w 1978 r. ukazała się praca Giesy'ego (1978) opisująca hamujący wpływ kadmu na kolonizację i rozkład liści przez mikroorganizmy w laboratoryjnych mikrokosmosach.

W badaniach terenowych przeprowadzonych w następnych latach dowiedziono niezbicie, iż zarówno zanieczyszczenie metalami ciężkimi, jak i przenawożenie pierwiastkami biofilnymi prowadzi do obniżenia liczebności organizmów glebowych i zahamowania tempa rozkładu ściółki. Jeszcze w roku 1978 Strojana (1978) badając lasy położone w zasięgu oddziaływania huty cynku w Palmerton (Pensylwania, USA) stwierdził negatywną korelację liczebności i rozprzestrzenienia stawonogów glebowych ze stężeniem takich zanieczyszczeń, jak Zn, Fe, Pb, Cd, Cu i S.



**Rys. 1.** Wpływ zanieczyszczeń przemysłowych na ściółkę. Za 100% przyjęto odpowiednie wartości dla terenów nie zanieczyszczonych

1 — liczebność stawonogów w ściółce (wg Strojana 1978), 2 — respiracja ściółki (wg Nordgrena i in. 1983), 3 — biomasa grzybów w ściółce (wg Nordgrena i in. 1983), 4 — biomasa grzybów w ściółce (wg Rühlinga i in. 1984), 5 — tempo rozkładu ściółki (wg Killhama i Wainwrighta 1981), 6 — azot glebowy (N og. w %) (wg Killhama i Wainwrighta 1981), 7 — węgiel glebowy (C og. w %) (wg Killhama i Wainwrighta 1981), 8 — akumulacja materii organicznej na dnie lasu (wg Strojana 1978)

The effect of industrial pollution on litter. 100% — values for non-polluted areas  
 1 — numbers of arthropods in litter (acc. to Strojana 1978), 2 — respiration of litter (acc. to Nordgren et al. 1983), 3 — biomass of fungi in litter (acc. to Nordgren et al. 1983), 4 — biomass of fungi in litter (acc. to Rühling et al. 1984), 5 — decomposition rate of litter (acc. to Killham and Wainwright 1981), 6 — soil nitrogen (N total; %) (acc. to Killham and Wainwright 1981), 7 — soil carbon (C total; %) (acc. to Killham and Wainwright 1981), 8 — accumulation of organic matter on forest floor (acc. to Strojana 1978)



W odległości 6 km od źródła zanieczyszczeń liczebność stawonogów glebowych wynosiła 55,1% liczebności na obszarze kontrolnym (40 km od huty), a w odległości 1 km już tylko 18,1% (rys. 1). Znaczny spadek zagęszczenia stawonogów glebowych i ściółkowych zaobserwowali także Killham i Wainwright (1981) w rejonie koksowni w Chapelton, South Yorkshire. W najnowszych badaniach przeprowadzonych w lasach narażonych na chroniczne zanieczyszczenie miedzią i cynkiem w okolicach huty brązu w Gusum (Szwecja) wykazano również bardzo wyraźną negatywną korelację liczby gatunków i zagęszczenia bezkręgowców glebowych z koncentracją tych dwóch metali (Bengtsson i Rundgren 1984). W rejonie tym stwierdzono też podobną zależność dla grzybów (Rühling i in. 1984); w pobliżu huty biomasa grzybów wynosiła 40% w stosunku do kontroli (rys. 1). Większość gatunków reagowała negatywnie już na średnie stężenia miedzi (600—4000 ppm), zaś tylko nieliczne wykazywały tak znaczną tolerancję na wysokie stężenia (do 10 000 ppm), że nie zaobserwowano istotnych różnic w ich liczebności w rejonie oddziaływania huty. Zaledwie jeden gatunek, *Laccaria laccata*, pojawiał się częściej przy wysokich stężeniach Cu.

Prowadzone równocześnie badania nad hamowaniem tempa rozkładu ściółki w rejonach silnie zanieczyszczonych chemicznie potwierdzają wcześniejsze przypuszczenia o związku między tym zjawiskiem a toksycznością substancji zanieczyszczających dla organizmów glebowych i ściółkowych. W rejonie wspomnianej już koksowni w Chapelton Killham i Wainwright (1981) stwierdzili aż 35-procentowy spadek tempa rozkładu ściółki z liści *Acer pseudoplatanus* w porównaniu z kontrolą (rys. 1). Strojano (1978) w badaniach nad skutkami oddziaływania huty cynku w Palmerton zanotował także znaczną akumulację materii organicznej na dnie lasu w rejonach silnie zanieczyszczonych metalami ciężkimi i siarką. Podczas gdy 40 km od huty (kontrola) ilość materii organicznej na dnie lasu wynosiła 3,8 kg/m<sup>2</sup>, zaś grubość warstwy ściółki 6,0 cm, to w bezpośrednim sąsiedztwie huty (1 km) liczby te wzrastały odpowiednio do 8,1 kg/m<sup>2</sup> (czyli 213% w stosunku do kontroli) oraz 12,4 cm (206,7% kontroli) (rys. 1).

Badania o podobnym profilu prowadzono także w Polsce w Puszczy Niepołomickiej k. Krakowa (Grodziński i Yorks 1981, Weiner i Grodziński 1984, Zieliński 1984). Lasy tego kompleksu są chronicznie zanieczyszczane związkami siarki oraz metalami ciężkimi. Największym źródłem zanieczyszczeń jest pobliska huta żelaza i stali wraz z koksownią w Nowej Hucie. W ściółce lasów iglastych Puszczy Niepołomickiej stwierdzono poważną akumulację Zn, Ni, Cu, Pb i Cd oraz towarzyszący jej spadek tempa rozkładu materii organicznej o ok. 20%. Zahamowanie rozkładu ściółki nie przybrało tu jeszcze tak dramatycznych rozmiarów, jak np. w rejonie Chapelton czy Palmerton,



jednak zjawisko to jest już zauważalne i z ekologicznego punktu widzenia istotne jako wskaźnik stresu w ekosystemie.

W tym samym kompleksie leśnym przeprowadzono też doświadczenie modelowe mające na celu wykazanie ewentualnych skutków dalszego zanieczyszczania ekosystemu przez przemysł (Grodziński i in. nie publ.). Na wydzielonym obszarze wyznaczono 25 działek doświadczalnych o powierzchni 240 m<sup>2</sup> każda oraz 10 identycznych działek kontrolnych. Na działkach tych prowadzono badania nad wpływem na rozkład ściółki zanieczyszczeń przemysłowych o różnym pochodzeniu i składzie chemicznym w dawkach odpowiadających 100—5000 t pyłów na 1 km<sup>2</sup>. W doświadczeniu stosowano metodę „woreczków ściółkowych” oraz pomiar akumulacji ściółki. Pyły stosowane na poletkach doświadczalnych charakteryzowała znaczna zawartość takich pierwiastków, jak Pb, Cd, Zn, Al oraz — w mniejszych ilościach — Fe, Ni, i Cu. Po 5 latach trwania eksperymentu akumulacja materii organicznej na dnie lasu na działkach poddanych działaniu pyłów o najbardziej toksycznym składzie była przy najwyższych dawkach (5000 t/km<sup>2</sup>) o ok. 200—275% wyższa niż na działkach kontrolnych. Przy dawce najmniejszej (100 t/km<sup>2</sup>), odpowiadającej podwojeniu aktualnego opadu pyłów na obszar Puszczy Niepołomickiej (ok. 85 t/km<sup>2</sup>), akumulacja przewyższała dane kontrolne o ok. 25%.

W badaniach prowadzonych w Colstrip (Montana, USA) nad wpływem SO<sub>2</sub> na tempo rozkładu ściółki łąk stwierdzono, iż kwaśne opady i sam SO<sub>2</sub> mogą także w istotny sposób przyczynić się do obniżenia tempa tego procesu (Grodziński i Yorks 1981). Stosując w terenie różne dawki SO<sub>2</sub> autorzy stwierdzili, że ekspozycja na wyższe stężenia dwutlenku siarki powoduje co najmniej 10-procentową redukcję tempa rozkładu ściółki. Zahamowanie tempa rozkładu pod wpływem SO<sub>2</sub> zostało też potwierdzone w badaniach laboratoryjnych: przy traktowaniu ściółki stałą dawką 228 g SO<sub>2</sub>/m<sup>3</sup> uzyskano w ciągu miesiąca ekspozycji redukcję tempa rozkładu rzędu 9—17% (Milchunas i Lauenroth 1984).

## 5. Zakończenie

Wiadomo wprawdzie, że tak charakterystyczne dla klimatu umiarkowanego hamowanie tempa rozkładu ściółki jest w pewnych granicach zjawiskiem pożytecznym i pożądanym. Powstają dzięki niemu określone depozyty materii organicznej chroniące glebę przed zbyt szybką erozją i jałowieniem oraz regulujące gospodarkę materiałową i wodną ekosystemu. Wydaje się jednak, iż wyhamowanie procesów rozkładu przez naturalne czynniki klimatyczne jest w tych szerokościach geograficz-



nych w zupełności wystarczające: według Dziadowiec i Kwiatkowskiej (1980) czas rozkładu połowy świeżo opadłej ściółki ( $t_{50}$ ) wynosi 2,17 lat, Prusinkiewicz (1978) podaje  $t_{50} = 5,2$  do 9,0 lat. Ten sam autor (Prusinkiewicz 1978) twierdzi, iż dopiero po ok. 36 latach ilość nie rozłożonej materii organicznej spada poniżej 10%, zaś zasoby materii organicznej w ściółce i glebie do głębokości 150 cm wynoszą 16 752—26 385 g suchej masy/m<sup>2</sup> (Prusinkiewicz i Bigos 1978). Równocześnie stwierdzono, że w lasach strefy umiarkowanej większej akumulacji ściółki towarzyszy mniejszy opad liści, im zaś większe tempo rozkładu materii organicznej, tym większa jest produkcja listowia (Stachurski i Zimka 1975). Prawidłowości te znalazły potwierdzenie zarówno w czasie jak i w przestrzeni, co zasugerowało autorom, iż szybsze uruchamianie pierwiastków ze ściółki powoduje większą zasobność środowiska, ta zaś umożliwia większą produkcję pierwotną.

W tym świetle dodatkowe hamowanie rozkładu ściółki pod wpływem zanieczyszczeń przemysłowych — zjawisko potwierdzone i poznane obecnie w kilku miejscach na świecie — jest problemem o tyle istotnym, że dalsze zanieczyszczanie środowiska grozi gromadzeniem materii organicznej aż do punktu, w którym większość puli pierwiastków biofilnych zostanie wyłączona z obiegu. Spowodować to musi drastyczne obniżenie produkcji pierwotnej, a w skrajnych przypadkach może prowadzić do wymierania lasów (Witkamp i Ausmus 1976). Nie jest wykluczone, iż to właśnie zjawisko jest częściowo odpowiedzialne za wciąż ostatecznie nie wyjaśnione masowe wymieranie lasów w strefie umiarkowanej północnej półkuli w ostatnim dziesięcioleciu.

Sam mechanizm hamowania rozkładu nie jest jednak jak dotąd poznany dostatecznie. Zjawisko to wykazano w różnych pracach przy różnych poziomach zanieczyszczenia środowiska metalami ciężkimi, niektórymi pierwiastkami śladowymi oraz związkami siarki. Wiele danych, a także sam chemizm działania zanieczyszczeń pozwala przypuszczać, że stopień wyhamowania procesów rozkładu zależy od lokalnej kwasowości opadów i od pH podłoża, ponieważ w największej skali proces ten ujawnia się na glebach o małej zdolności buforowej (gleby polodowcowe). Nie ustalono także, które z organizmów biorących udział w rozkładzie ściółki są ogniwem najczulszym na zanieczyszczenia (bakterie, promieniowce, grzyby czy mezofauna); możliwe, iż zależy to od typu samej biocenozy i od rodzaju zanieczyszczeń.

Intensywne badania nad wpływem zanieczyszczeń przemysłowych na ekosystemy wciąż trwają i zapewne najbliższe lata przyniosą odpowiedź na wiele nie wyjaśnionych kwestii. Poznanie i zrozumienie antropogenicznych zmian w środowisku jest zaś warunkiem znalezienia środków zaradczych na postępującą degradację przyrody.



## Piśmiennictwo

- Anderson J. M., Macfadyen A. (Red.) 1976 — The role of terrestrial and aquatic organisms in decomposition processes — Blackwell Sci. Publ., Oxford, London, Edinburgh, Melbourne, ss. 474.
- Babich H., Stotzky G. 1974 — Air pollution and microbial ecology — Crit. Rev. environ. Control, 4: 353—421.
- Bengtsson G., Rundgren S. 1984 — Ground-living invertebrates in metal-polluted forest soils — Ambio, 13: 29—33.
- Berg B. 1984 — Decomposition of moss litter in a mature Scots pine forest — Pedobiologia, 26: 301—308.
- Berg B., Hannus K., Popoff T., Theander D. 1982 — Changes in organic chemical components of needle litter during decomposition. Long-term decomposition in Scots pine forest. I — Can. J. Bot. 60: 1310—1319.
- Berg B., Staaf H. 1980 — Accumulation and release of plant nutrient in decomposing Scots pine needle litter. Long-term decomposition in Scots pine forest. II — Can. J. Bot. 60: 1562—1568.
- Berg B., Wassen B. 1984 — Changes in organic-chemical components and ingrowth of fungal mycelium in decomposing birch leaf litter as compared to pine needles — Pedobiologia, 26: 285—298.
- Body L., Swift M. J. 1983 — Wood decomposition in an abandoned beach and oak coppiced woodland in SE England. I. Patterns of wood-litter fall — Holarct. Ecol. 6: 320—332.
- Duvigneaud P., Denaeyer-De Smet S. 1970 — Biological cycling of minerals in temperate deciduous forests (W: Analysis of temperate forests ecosystems. Red. D. E. Reichle) — Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, 199—225.
- Dziadowiec H., Kwiatkowska A. 1980 — Mineralization and humification of plant fall in mixed forest stand of the reserve "Las Piwnicki" near Toruń — Ekol. pol. 28: 111—128.
- Fortescue J. A. C., Marten G. G. 1970 — Micronutrients: forest ecology and system analysis (W: Analysis of temperate forests ecosystems. Red. D. E. Reichle) — Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, 173—198.
- Giesy J. P., jr 1978 — Cadmium inhibition of leaf decomposition in an aquatic microcosm — Chemosphere, 6: 467—475.
- Grodziński W., Yorks T. P. 1981 — Species and ecosystem level bioindicators of airborne pollution: an analysis of two major studies — Water Air Soil Pollut. 16: 33—53.
- Jackson D. R., Watson A. P. 1977 — Disruption of nutrient pools and transport of heavy metals in a forested watershed near a lead smelter — J. environ. Qual. 6: 331—338.
- Jensen V. 1974 — Decomposition of *Angiosperme* tree leaf litter (W: Biology of plant litter decomposition. Red. C. H. Dickinson, G. J. P. Pugh) — Academic Press, London, New York, 69—104.
- Killham K., Wainwright M. 1981 — Deciduous leaf litter and cellulose decomposition in soil exposed to heavy atmospheric pollution — Environ. Pollut. 26: 70—85.
- Milchunas D. G., Lauenroth W. K. 1984 — Sulphur decomposition, cycling, and accumulation (W: The effects of SO<sub>2</sub> on a grassland. Red. W. K. Lauenroth, E. M. Preston) — Springer-Verlag, New York, Berlin Heidelberg, Tokyo, 61—95.
- Millar C. S. 1974 — Decomposition of coniferous leaf litter (W: Biology of plant litter decomposition. Red. C. H. Dickinson, G. F. J. Pugh) — Academic Press, London, New York, 105—128.



- O'Neill R. V., Harris W. F., Ausmus B. S., Reichle D. E. 1975 — A theoretical basis for ecosystem analysis with particular reference to element cycling (W: Proceedings of the symposium on mineral cycling in Southeaster ecosystems. Red. F. G. Howell, J. B. Gentry, M. H. Smith) — U. S. Dept. Commerce, Springfield, 28—40.
- Prusinkiewicz Z. 1978 — Application of a mathematical model of organic matter accumulation and decomposition for comparative studies of various forest floor types — *Ekol. pol.* 26: 347—357.
- Prusinkiewicz Z., Bigos M. 1978 — Rhythmicity of accumulation and decomposition of forest litter in three mixed forest stands on the soils with different types of forest floor — *Ekol. pol.* 26: 325—345.
- Ratliff R. D. 1976 — Decomposition of filter paper and herbage in meadows of the high Sierra Nevada: preliminary results — USDA Forest Serv. Res. Note PSW-308. Pacific Southwest Forest and Range Exp. Stn., Berkeley, ss. 4.
- Rodin L. E., Bazilevich N. I. 1967 — Production and mineral cycling in terrestrial vegetation — Oliver and Boyd, Edinburgh, London, ss. 288.
- Rozen A. 1987 — The annual cycle in population of earthworms (*Lumbricidae*, *Oligochaeta*) in three types of oak-hornbeam of the Niepołomicka forest. II. Dynamics of population numbers, biomass and age structure — *Pedobiologia* (w druku).
- Rühling A., Bääth E., Nordgren A., Söderström B. 1984 — Fungi in metal contaminated soil near the Gusum brass mill. Sweden — *Ambio*, 13: 29—33.
- Rühling A., Tyler G. 1973 — Heavy metal pollution and decomposition of spruce needle litter — *Oikos*, 24: 402—416.
- Seastedt T. R., Crossley D. A. jr 1983 — Nutrients in forest litter treated with naphthalene and simulated throughfall: a field microcosm study — *Soil Biol. Biochem.* 15: 159—165.
- Smith W. H. 1981 — Air pollution and forest. Interactions between air contaminants and forest ecosystems — Springer-Verlag, New York, Heidelberg, Berlin, ss. 379.
- Stachurski A., Zimka J. R. 1975 — Leaf fall and the rate of litter decay in some forest habitats — *Ekol. pol.* 23: 103—108.
- Stachurski A., Zimka J. R. 1976 — Methods of studying forest ecosystems: microorganism and saprophage consumption in the litter — *Ekol. pol.* 24: 57—67.
- Steubing L. 1970 — Soil flora: studies of the number and activity of microorganisms in woodland soils (W: Analysis of temperate forests ecosystems. Red. D. E. Reichle) — Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, 131—146.
- Strojan C. L. 1978 — Forest leaf litter decomposition in the vicinity of a zinc smelter — *Oecologia (Berl.)*, 32: 203—212.
- Swift M. J., Heal O. W., Anderson J. M. 1979 — Decomposition in terrestrial ecosystems — *Studies in Ecology* 5, Blackwell Sci. Publ. Oxford, London, Edinburgh, Melbourne, ss. 372.
- Szanser M. 1985 — Krytyczny przegląd metod oznaczania dyfuzji CO<sub>2</sub> stosowanych w ekologicznych badaniach gleby — *Wiad. ekol.* 31: 381—393.
- Weiner J., Grodziński W. 1984 — Energy, nutrient and pollutant budgets of the forest ecosystems (W: Forest ecosystems in industrial regions. Red. W. Grodziński, J. Weiner, P. F. Maycock) — Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, Tokyo, 203—230.
- Witkamp M., Ausmus B. S. 1976 — Processes in decomposition and nutrient transport in forest systems (W: The role of terrestrial and aquatic organisms in



decomposition processes. Red. J. M. Anderson, A. Macfadyen) — Blackwell Sci. Publ., Oxford, London, Edinburgh, Melbourne, 375—396.

Zieliński J. 1984 — Decomposition in the pine forest of Niepołomice (W: Forest ecosystems in industrial regions. Red. W. Grodziński, J. Weiner, P. F. Maycock) — Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, Tokyo, 149—166.

## Summary

Decomposition of dead organic matter is one of the most important links of matter cycling in ecosystems and a condition of proper development of biocenoses. Thus the investigations conducted on the course of this process in different ecosystems for some years now seem to be extremely necessary. This concerns especially regions, where organic matter decomposition has been endangered by developing industry and thus the pollution and waste material. And this is the subject of present paper in relation to litter decomposition in forests of temperate zone.

Many investigations have shown that litter is a layer having a great variety of species and abundance of organisms. Chemical composition of litter is also quite differentiated. And despite the methodical problems and variety of research methods some regularities of this decomposition process are already known. The general diagram of decomposition sequence of particular chemical compounds in the litter is known (sugars, steroid esters, triglycerides — isoprene alcohols, sterols, acids — lignins). It is also known that the decomposition rate depends on the initial level of some elements (nitrogen, phosphorus, potassium, sulphur), on pH of substrate and on climate (the warmer and more moist climatic zone the higher the decomposition rate). Recent studies have proved irrefutably that litter decomposition may be modified strongly by elements and chemical compounds of anthropogenous origin, usually weaker or stronger inhibition of decomposition rate. The mechanism of this phenomenon is not sufficiently explained, but many data point to the effect of pollution on live organisms, which under normal conditions are responsible for decomposition of 80% of organic matter. The inhibition of decomposition rate of litter has also depended on local acidity of precipitation and pH of substrate, which seems to depend largely on the chemical mechanism of pollution effect. But despite all that is still not clear the phenomenon has been observed in several places in the world and the role of anthropogenous chemicalization of environment in this case is certain. As this undesirable phenomenon occurs on a large area all over the world it is becoming absolutely necessary to know more about it and find ways of preventing it.

(wpłynęło: 19 VI 1987 r.)