

Horska-Schwarz S., 2009, *Wskaźniki ekologiczne w badaniach jakości krajobrazu. Problemy ekologii krajobrazu*, T. XXIII, 105–114.

Horska-Schwarz S., 2009, *Ecological indicators in the studies of landscape quality. The Problems of Landscape Ecology*, Vol. XXIII, 105–114.

Wskaźniki ekologiczne w badaniach jakości krajobrazu

Ecological indicators in the studies of landscape quality

Sylvia Horska-Schwarz

Zakład Geografii Fizycznej, Uniwersytet Wrocławski, pl. Uniwersytecki 1, 50-137 Wrocław
e-mail: sylvia@horska-schwarz.pl

Abstract. The procedure proposed in this article involves the assessment of landscape quality on the basis of an analysis of its component and spatial structures, which allows to distinguish simple and complex structures. In a further stage, an analysis of physico-chemical properties of the environment seems to be of priority – those properties determine the pace and direction of the flow of mineral-energy streams in the studied systems, conditioning their vulnerability to mechanical and chemical denudation (acidic, neutral, alkaline landscapes are distinguished). The last phase of the evaluation should include an analysis of the dynamics, evolution and age of the structures. Those characteristics are often reflected in the thickness of landscape, giving information on its complexity and thus of the structure's susceptibility to any changes. The study has shown that the decisive influence on the quality of mountain landscape is exerted by the variability of local conditions of the functional-spatial structure, particularly as regards the size of accumulation of pollutants in selected ecological indicators (soil, lichens).

Słowa kluczowe: wskaźnik ekologiczny, krajobraz, zanieczyszczenie

Key words: ecological indicator, landscape, pollution

Wstęp

Nasilająca się degradacja środowiska przyrodniczego wielu regionów Polski determinuje konieczność oceny jego jakości. Obecnie – poza określeniem wielkości zanieczyszczeń wprowadzanych do systemu krajobrazowego z różnych źródeł antropogenicznych – coraz częściej dąży się do szczegółowego rozpoznania procesów, zjawisk oraz cech komponentów, decydujących o tempie oraz podatności krajobrazu na zmiany, będące efektem pośredniej działalności człowieka (Forman, Godron 1986; Urban i in. 1987; Bornkamm 1987). W literaturze stopień antropizacji krajobrazu określa się bardzo często na podstawie zmienności komponentów, które najszybciej reagują na zmiany, tj.: roślin (Schwabe 1989; Horn 1981; Johnson 1988; Burrows 1990; Tuner 1981, Iverson 1988, Shaw, Albright 1990; Goncalves i in. 1990; Grodzinska, Godzik 1991); zwierząt (Dorp, Opdam 1987); gleb (Prochazkova, Seda 2001; Cook, Dawes-Gromadzki 2005); wód (Zerbe i in. 1994; Balsberg-Pahlsson 1989; Kesner, Meentemeyer 1989). W odniesieniu do nich tworzy się różne skale oceny stopnia antropogenicznego odkształcenia jednostek krajobrazowych, np. poziomy hemerobii jednostek przestrzennych (Jalas 1955; Bornkamm 1987; Pietrzak 1998; Richling, Solon 2002) czy stadia synantropizacji szaty roślinnej (Faliński 1966, 1972, 2001; Sukopp 1969; Richling, Solon 2002).

Dowolność ocen, mnogość procedur badawczych i różnorodność miar używanych do oceny stanu krajobrazu powoduje, że większość z proponowanych wskaźników ma małe znaczenie praktyczne, gdyż nie nadaje się ani do oceny stopnia zrównoważenia krajobrazu, ani jego zmienności w czasie (Solon 2004). Specjaliści podkreślają,

że głównym powodem jest zbyt duża generalizacja danych wyjściowych oraz brak związku dobieranych wskaźników ze skalą przestrzenną badanego krajobrazu, co znacząco ogranicza zakres porównywalności uzyskanych wyników (Solon 2004). Wobec powyższego, zasadnym wydaje się, by ocena ilościowej jakości środowiska przebiegała według realnej możliwości oraz zdolności jego struktury do samoregulacji, dając możliwość wariantowania jego dynamiki.

Założenia badawcze

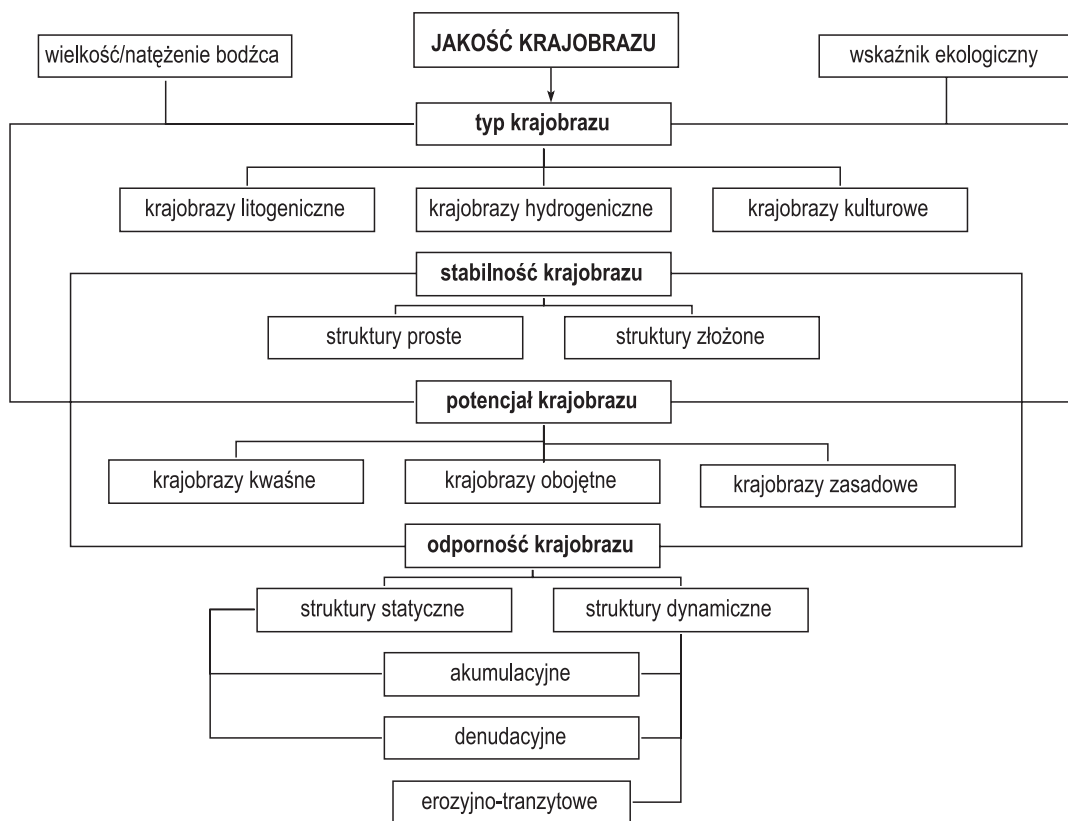
Badania terenowe i laboratoryjne potwierdzają, że w rzeczywistości przyrodniczej ilość składników antropogenicznych (zanieczyszczeń) wprowadzanych do danego systemu krajobrazowego nie zawsze przekłada się na skutki, prowadzące do transformacji środowiska (Malinowska 2005). Są bowiem struktury przestrzenne, które wykazują większą zdolność do neutralizacji szkodliwych substancji, nie dopuszczając do deformacji całego systemu.

Przykładem mogą być krajobrazy litogeniczne (siedliska lekkich gleb aluwialnych) w obrębie dużych dolin rzecznych, wykazujące stosunkowo dużą podatność na denudację geochemiczną (Horska-Schwarz 2007). W takich dynamicznych systemach (erozyjno-tranzytowych) zanieczyszczenia łatwo uruchamiane są do ponownego obiegu, a czas ich oddziaływania na poszczególne elementy struktury jest ograniczony (z założenia większość zmian ma charakter cykliczny, fluktuacyjny). Są też takie struktury, które pod wpływem oddziaływania dopuszczalnych, normowanych ustawowo stężeń szkodliwych substancji, nie wykazują zdolności do ich redukcji, czy usuwania z systemu. Ich struktura wykazuje ograniczone zdolności do przeciwdziałania negatywnym skutkom, zaś duża zdolność buforowa systemu prowadzi do szybkiej modyfikacji, degradacji lub formowania nowej struktury. Główną przyczyną, o której dość często zapomina się podczas ocen, jest fakt, że współczesne struktury przestrzenno-funkcjonalne krajobrazu cechują się na ogół już zaburzoną równowagą energetyczną (Kesner, Meentemeyer 1989; Richling, Lechnio 2005). Zatem, pośrednie i bezpośrednie deformacje systemu przyrodniczego będące skutkiem oddziaływań antropogenicznych, obniżyły progowe wartości poszczególnych elementów struktury krajobrazowej odpowiedzialne za jej stabilność, potencjał czy odporność. W efekcie wiele systemów nie jest w stanie neutralizować kolejnych bodźców (w zależności od rodzaju, wielkości i czasu trwania bodźca, krajobraz ulega zmianom ewolucyjnym lub degradacyjnym). Przykładem są szybko znikające z krajobrazu polskich dolin rzecznych hydrogeniczne geokompleksy starorzeczy wypełnionych wodą, w których akumulacja materii organicznej została przyspieszona poprzez dostawę azotanów i fosforanów pochodzących z źródeł zewnętrznych: nawozów oraz ścieków bytowych.

Na potrzeby niniejszego artykułu przyjęto, że jakość środowiska (termin „środowisko” zamiennie stosowany tu z „krajobrazem”) jest to stan, w jakim znajduje się jego struktura przestrzenno-funkcjonalna w określonym czasie (Malinowska i in. 2004). W związku z powyższym ocena jakości w danym typie krajobrazu powinna opierać się na analizie tych składowych struktury przestrzenno-funkcjonalnej, które determinują:

- stabilność krajobrazu; rozumianą jako trwałość i naturalną zdolność struktury do odtworzenia się, czyli tzw. elastyczność, warunkującą stopień odtworzenia systemu po ustaniu bodźca (Malinowska i in. 2004; Richling, Lechnio 2005);
- potencjał krajobrazu; rozumiany jako zdolność krajobrazu do: samooczyszczania się czyli akumulacji, transportu oraz transformacji materii pochodzenia antropogenicznego wprowadzanej do systemu (Malinowska i in. 2004); neutralizacji zmian struktury wywołanych bodźcami naturalnymi i antropogenicznymi, czyli tzw. potencjał samoregulacyjno-odpornościowy (Haase 1978, Kistowski 1995);
- odporność krajobrazu; utożsamianą z progową wartością systemu, przy której struktura nie zmienia się, a ewentualne zmiany są odwracalne (Malinowska i in. 2004), w szerszym ujęciu traktowana jako integralność krajobrazu - „zdrowie” (Lechnio 2007).

Jak zaznaczono na wstępie, w praktyce analiza jakości środowiska opiera się przede wszystkim na ocenie wielkości wprowadzanych do systemu krajobrazowego szkodliwych substancji (zanieczyszczeń). Dlatego uznano, że należy wskazać – a przynajmniej rozważyć – szerszy zakres procedury badawczej, uwzględniającej wpływ struktury i funkcjonowania badanych jednostek przestrzennych na ich jakość (ryc. 1.).



Ryc. 1. Zakres oceny jakości krajobrazu

Fig. 1. The scope of the assessment of the landscape quality

Przy proponowanej ocenie jakości krajobrazu założono, że potencjał krajobrazu zależy od struktury i sposobu funkcjonowania danej jednostki przestrzennej, dlatego podstawą badań wydaje się analiza jego struktury komponentowej i przestrzennej (chorostruktury). Dzięki temu – w zależności od uwarunkowań przyrodniczych – można wydzielić: struktury proste i złożone. Traktowane następnie (odpowiednio do celu i skali opracowania) jako całość związków i oddziaływań między komponentami (ujęcie topiczne) oraz jednostkami przestrzennymi (ujęcie choryczne), których rozwój zależy od przepływu materii i energii (etostruktury) pomiędzy nimi. W dalszym etapie oceny priorytetowa wydaje się szczegółowa analiza właściwości fizyczno-chemicznych środowiska – cech, które decydują o tempie i kierunku przepływu potoków mineralno-energetycznych w badanych systemach, warunkując ich podatność na denudację mechaniczną i chemiczną (wyodrębnia się krajobrazy: kwaśne, obojętne, zasadowe). Ostatnia faza uwzględniać powinna analizę dynamiki, ewolucję oraz wiek badanych struktur (chronostruktury krajobrazu). Są to bowiem te cechy, które często znajdują swoje odzwierciedlenie w miąższości krajobrazu, informując jednocześnie o jego złożoności, a zatem i podatności struktury na wszelkie zmiany.

Cel i zakres badań

W literaturze zachodniej, wskaźniki wykorzystywane w badaniach jakości środowiska przyrodniczego określania się mianem „ecological indicator” czyli wskaźnik ekologiczny (Hunsaker, Carpenter 1990; Hunsaker 1993). Wskaźnik ten dostarcza ilościowych informacji o zasobach środowiska, niezależnie od statusu czy rangi ocenianego systemu, ponadto odzwierciedla odporność, czyli „kondycję” poszczególnych składowych

krajobrazu, wielkość stresu, a także uwypukla ich podatność na stres, czyli tzw. ekspozycję („wystawienie”) wskaźnika (Schiller i in. 2001). W wielu klasyfikacjach funkcjonuje podział na trzy grupy wskaźników. Pierwsza grupa skupia wskaźniki *leśne lub siedliskowe*; badania jakości środowiska oparte są na analizie: ekosystemów leśnych, właściwościach siedlisk, gleb, kondycji roślin, porostów, itp. Druga grupa obejmuje wskaźniki *wodne*, czyli np.: właściwości wód, czy skład gatunkowy ekosystemów wodnych, itp. Do trzeciej grupy należą wskaźniki *krajobrazowe*, obejmujące zarówno zmienność gatunkową zbiorowisk roślinnych, stopień naturalności poszczególnych obszarów, jakość siedlisk, jak i zróżnicowanie fraktalne krajobrazu (O'Neill i in. 1988; Lewis, Conkling 1994; O'Neill i in. 1994; Dale, Beyeler 2001; Schiller i in. 2001). Oczywiście zdolności indykacyjne poszczególnych komponentów różnicują się w zależności od liczby cech, na które wywierają bezpośredni lub pośredni wpływ. Za najlepsze indykatory uznaje się (Kostrowicki 1976) biotopy (rośliny) i pedotopy (gleby).

Według powyższego, zasadniczym celem proponowanej dyskusji będzie uwypuklenie tych właściwości środowiska, które warunkują podatność badanego systemu krajobrazowego na zmiany oraz bodźce o genezie antropogenicznej (zanieczyszczenie). Weryfikacja reprezentatywnych dla danego krajobrazu wskaźników ekologicznych (w zależności od wspomnianego na wstępie ujęcia: topicznego czy chorycznego), pozwoli dostrzec nawet niewielkie deformacje systemu i przeciwdziałać obniżaniu jego jakości. Zdaniem autorki, właściwy dobór wskaźnika, który świadczy o jakości poddawanych ocenie krajobrazów, należy uzależnić od wstępnego – geochemicznego – podziału środowiska na krajobrazy: litogeniczne, hydrogeniczne i kulturowe (Solncew 1965).

Zakłada się jednocześnie, że o jakości krajobrazu decydować będą zarówno jego cechy *konstytytywne* – wyjątkowe dla danego krajobrazu/geokompleksu, świadczące o indywidualnym charakterze, „niepowtarzalności” badanej struktury, zatem będące wskaźnikiem reprezentatywnym jedynie w obrębie badanego typu geokompleksu/krajobrazu oraz cechy *konsekwentne* – powtarzające się, powszechne, niepozwalające na jednoznaczną identyfikację (wyróżnienie) danego typu krajobrazu/geokompleksu, przez co dające możliwość porównywalności skali zjawiska i jego przestrzennego zróżnicowania w różnych typach krajobrazów/geokompleksów. Za przykład cechy konsekwentnej pełniącej rolę wskaźnika można uznać np. gleby, spotykane w różnych typach krajobrazu (np. gleby hydrogeniczne występują powszechnie zarówno w krajobrazie jeziornym, jak i krajobrazie rzeczny). Ich właściwości warunkują obieg materii i energii, wpływając na rozwój i ewolucję struktur przestrzenno-funkcjonalnych badanego systemu (jeziornego/dolinnego), natomiast nie są jednoznacznym wyróżnikiem samego typu krajobrazu. Do tej grupy cech/wskaźników można także zaliczyć pozostałe komponenty podporządkowane jak: rośliny, zwierzęta, grzyby, mchy czy porosty. Uznano, że są to wskaźniki względnie reprezentatywne w odniesieniu do różnych typów krajobrazów.

Podsumowując, na potrzeby pracy założono, że w badaniach jakości środowiska przyrodniczego należy uwzględniać te właściwości struktury przestrzenno-funkcjonalnej krajobrazu, których zmienność wskazuje na zakres podatności badanego typu krajobrazu na stres. Zatem jakość krajobrazu można rozpatrywać w oparciu o:

- cechy konstytytywne, reprezentatywne tylko dla danego typu krajobrazu (uzyskując wyniki porównywalne tylko w konkretnym typie krajobrazu);
- cechy konsekwentne, reprezentatywne dla różnych typów krajobrazu (uzyskując wyniki porównywalne w różnych typach krajobrazu).

Kolejny aspekt dotyczy zakresu badań i weryfikacji uzyskanych danych. Podczas oceny ilościowej jakości krajobrazu można wydzielić dwa podejścia badawcze:

1) Bazujące na jednorazowym pomiarze; wówczas w oparciu o wybrany wskaźnik uzyskujemy informacje o stanie i jakości środowiska przyrodniczego w danej chwili. Niewątpliwą zaletą takiego podejścia jest możliwość wstępnego rozpoznania problemu (ustalenie czy mamy do czynienia z zanieczyszczeniem/zmianą struktury, czy też nie). Pewną niedogodnością okazuje się w tym przypadku brak możliwości jednoznacznego określenia rzeczywistego poziomu/skali zanieczyszczeń oraz zakresu zmian strukturalnych krajobrazu, czy weryfikacja źródeł bodźców. W takim ujęciu nie można także określić czasu trwania oddziaływania bodźca na dany wskaźnik, a jedynie jego wielkość.

2) Badania długookresowe, czyli tzw. monitoring jakości środowiska. W tym przypadku jesteśmy w stanie wskazać zarówno wielkość zmian, jak i określić ich dynamikę, a także modelować tendencje zmian. Zasadnicze ograniczenia takich ocen mogą wynikać z wysokich kosztów analiz, związanych z powtarzalnością pomiarów,

jak i ich czasochłonnością. Jednak pełna procedura oceny jakości krajobrazu w ramach monitoringu daje szersze możliwości zastosowania, ponieważ uzyskujemy dane o:

- a) natężeniu bodźca (ilości dostaw zanieczyszczeń oraz wielkości ich zmian w jednostkach czasu);
- b) czasie oddziaływania bodźca (tempie transformacji elementów struktury przestrzenno-funkcjonalnej krajobrazu w wyniku oddziaływania zanieczyszczeń oraz czynników inicjujących ich zmiany w czasie);
- c) podatności badanego wskaźnika na bodziec (odporności środowiska na bodziec o konkretnym natężeniu w jednostkach czasu);
- d) zakresie tolerancji badanego wskaźnika na bodziec (zakresie tolerancji i skutków zmian/zanieczyszczeń działających na dany element środowiska w jednostkach czasu);
- e) zasięgu oddziaływania bodźca (zasięgu zanieczyszczeń oraz jego zmienność w czasie).

Obszar i metody badań

W celu weryfikacji uzyskanych wyników przeprowadzono szczegółowe, jednorazowe pomiary zawartości metali ciężkich w wybranych wskaźnikach ekologicznych, w różnych typach krajobrazów. Na potrzeby pracy przyjęto, że wskaźnikami mogą być elementy krajobrazu, które:

- są trwale zapisane w strukturze przestrzenno-funkcjonalnej badanego krajobrazu;
- występują powszechnie, tzn. spotykane są we wszystkich typach krajobrazu poddawanych ocenie;
- wykazują duże zdolności do rejestracji bodźców i zmian (np. akumulacji zanieczyszczeń);
- względnie szybko reagują na bodźce i zmiany;
- wykazują ograniczony zakres tolerancji na bodźce czy zmiany;
- funkcjonują niezależnie od pozostałych komponentów (dla wybranych wskaźników).

Ostatecznie, do ilościowej oceny jakości krajobrazu wykorzystano wybrane wskaźniki należące do grupy siedliskowej i krajobrazowej (gleby oraz porosty – pustułka pęcherzykowata *Hypogymnia physodes*). Punkty pomiarowe zainstalowano w różnych typach krajobrazów górskich. Lokalizacja stanowisk pomiarowych wynikała z założenia, że na jakość krajobrazów górskich decydujący wpływ ma pośrednia działalność człowieka (zanieczyszczenie metalami ciężkimi). Badaniami objęto: Karkonosze (16 stanowisk: Czeski Grzbiet i Śląski Grzbiet) oraz Altaj (24 stanowiska).

Próbki gleb i porostów pobrano w okresie wiosennym (Karkonosze) oraz letnim 2007 roku (Altaj). Analizy zawartości wybranych metali ciężkich: Cu, Zn, Pb, Cd, Ni w badanych próbkach (w ppm·kg⁻¹ suchej masy) wykonano osobiście w Laboratorium Gruntoznawczym UWr, przy zastosowaniu metody AAS i wstępnej mineralizacji. W przypadku gleb badano warstwę powierzchniową 0-5 cm (uzyskując informację o ogólnej sumie zanieczyszczeń), zaś w przypadku porostów – tylko plechy (określając zanieczyszczenie pochodzące tylko z atmosfery). Dodatkowo, podczas oceny wskaźników szczególną uwagę zwrócono na:

- wpływ ekspozycji wskaźnika na wielkość akumulacji zanieczyszczeń;
- wpływ wysokości n.p.m. oraz ekspozycji wskaźnika na wielkość akumulacji zanieczyszczeń;
- wpływ struktury przestrzenno-funkcjonalnej krajobrazu (typu), w którym występuje wskaźnik na wielkość akumulacji zanieczyszczeń.

Podsumowanie

W obrębie stanowisk pomiarowych zlokalizowanych w Karkonoszach (tab. 1) analiza wpływu ekspozycji wskaźników na wielkość akumulowanych metali ciężkich w przypadku *plech porostów* wykazała, że średnie wartości stężeń (w ppm·kg⁻¹ suchej masy) były bardzo zbliżone zarówno w stanowiskach eksponowanych na południe, jak i na północ, wahały się one od: dla Cu 34,0 (ekspozycja S) i 34,9 (ekspozycja N), Zn: 189,3 (S) i 170,8 (N); Pb: 80,0 (S) i 76,7 (N), Cd 1,1 (S) i 1,3 (N) oraz 17,4 (S) i 17,2 (N); zaś w przypadku *gleb* wyższe koncentracje cechowały głównie stanowiska o ekspozycji północnej – w przypadku: Cu: 41,1 (S) i 46,4 (N); Zn 108,6 (S) i 184,0 (N), Pb: 182,9 (S) i 228,3 (S), Ni: 12,6 (S) i 28,0 (N), różnice dotyczyły Cd: 0,8 (S) i 0,6 (N).

Tabela 1. Zróżnicowanie zawartości metali ciężkich w ppm•kg⁻¹ suchej masy w wybranych wskaźnikach ekologicznych (Karkonosze)Table 1. Differentiation of heavy metals content (w ppm•kg⁻¹ dry weight) in selected ecological indicators (the Giant Mts.)

Wysokość [m n.p.m.] / ekspozycja	Cu	Zn	Pb	Cd	Ni
1000–1100 / porost / s	37,3	166,9	47,9	0,1	2,5
1000–1100 / porost / n	34,7	202,4	35,8	0,5	23,0
1000–1100 / gleba / średnia	69,6	254,6	184,3	2,1	24,5
1100–1200/ porost/ s	41,0	170,1	89,9	0,1	2,5
1100–1200 / porost/ n	35,5	134,1	103,0	1,9	23,8
1100–1200 / gleba / średnia	77,8	235,6	131,5	0,9	20,5
1200–1300 / porost / s	32,7	187,3	20,7	0,2	15,0
1200–1300 / porost / n	39,7	219,2	96,7	0,8	23,0
1200–1300 /gleba / średnia	35,6	94,6	121,2	0,6	16,8
>1300 / porost / s	37,2	207,7	88,8	1,3	19,4
>1300 / porost / n	32,5	150,5	71,2	1,1	15,7
>1300 / gleba / średnia	42,9	133,8	198,1	0,7	17,8
Ekspozycja	Cu	Zn	Pb	Cd	Ni
porost / s	34,0	189,3	80,5	1,1	17,4
porost / n	34,9	170,8	76,7	1,3	17,2
gleba / s	41,1	108,6	182	0,8	12,6
gleba / n	46,4	184,0	228,3	0,6	28,0
Typ krajobrazu	Cu	Zn	Pb	Cd	Ni
kotły lodowcowe / porost	36,8	158,7	61,7	0,6	7,8
spłaszczenia / porost	36,8	152,3	70,6	0,5	23,3
gołoborza / porost	33,7	190,5	77,6	1,6	14,4
kotły lodowcowe / gleba	69,6	254,6	184,3	2,1	24,5
spłaszczenia / gleba	46,6	122,7	244,7	1,0	8,5
gołoborza / gleba	41,0	139,3	174,7	0,6	22,4

Badania wykazały związek pomiędzy położeniem wskaźnika n.p.m. oraz jego ekspozycją na stężenie metali ciężkich (w ppm•kg⁻¹ suchej masy). W *plechach porostów* średnie wartości stężeń szkodliwych substancji różnicowały się wraz z wysokością:

- od 1000-1100 m n.p.m. wyższe koncentracje Cu i Pb charakteryzowały stanowiska o ekspozycji południowej, zaś Zn, Cd i Ni – o ekspozycji północnej;
- od 1100-1200 m n.p.m. wyższe koncentracje Cu i Zn notowano, w przypadku stanowisk o ekspozycji południowej, zaś Pb, Cd i Ni – o ekspozycji północnej;
- od 1200 do 1300 m n.p.m. wyższe koncentracje Cu, Zn, Pb, Cd oraz Ni charakteryzowały badane stanowiska o ekspozycji północnej;
- powyżej 1300 m n.p.m. sytuacja była odwrotna i wyższe koncentracje cechowały badane stanowiska o ekspozycji południowej.

Jeżeli chodzi o średnią koncentrację metali ciężkich w badanych *glebach* (we wszystkich stanowiskach), to do 1300 m n.p.m. notowano niewielki spadek ich zawartości wraz z wysokością, zaś powyżej 1300 m n.p.m. następował ponowny wzrost ich koncentracji. Zdaniem autorki, jest to związane w pierwszym przypadku z grawitacyjnym odpływem składników w dół zboczy (struktury dynamiczne), co wynika z przemywania kwaśnych poziomów glebowych (pH <5,5) i ich podatności na denudację geochemiczną. W drugim przypadku, wzrost

koncentracji obserwowano w obrębie wierzchowin i powierzchni zrównań oraz lokalnych spłaszczeń, gdzie mamy do czynienia z przewagą akumulacji nad denudacją geochemiczną warunkowaną morfologią terenu (struktury statyczne akumulacyjne). Największe zróżnicowanie średnich koncentracji metali ciężkich zarówno w *plechach porostów*, jak i glebach, zaobserwowano zestawiając wyniki dla różnych typów krajobrazu. Okazuje się, że decydujący wpływ na jakość krajobrazu górskiego ma zmienność lokalnych uwarunkowań struktury funkcjonalno – przestrzennej, zwłaszcza jeśli chodzi o wielkość akumulacji zanieczyszczeń w badanych wskaźnikach ekologicznych (glebach i porostach). W przypadku gleb różnice te były większe niż dla porostów, co wynikało z mnogości czynników warunkujących ich podatność na stres (duży związek gleb z pozostałymi komponentami środowiska).

Badania wybranych wskaźników w obrębie stanowisk pomiarowych zlokalizowanych w Altaju (tab. 2) wykazały:

- wysokie średnie koncentracje metali ciężkich (w ppm/kg suchej masy) w *plechach porostów* we wszystkich badanych stanowiskach: w przypadku Zn wartości wahały się od 70,02 do 214,67, Cu: 6,5-21,49, Pb: 7,4-120,9, Cd: 0,5-2,98 i Ni: 3,9-21,0; świadczące o dużym zanieczyszczeniu powietrza tego regionu;
- względnie małe średnie koncentracje metali ciężkich w glebach, warunkowane przede wszystkim ich strukturą; szczególnie widoczne było to w obrębie stanowisk zlokalizowanych u podnóża lodowca (kwaśne, przepuszczalne gleby inicjalne).

Tabela 2. Zróżnicowanie zawartości metali ciężkich w ppm/ kg suchej masy w wybranych wskaźnikach ekologicznych (Altaj)

Table 2. Differentiation of heavy metals content (ppm / kg dry weight) in selected ecological indicators (the Altai Mts.)

Wskaźniki ekologiczne (krajobrazowe, siedliskowe)		Zn	Cu	Pb	Cd
dolina lodowcowa (podnóże BIELUCHY)	porost	107,13	12,06	61,08	2,34
	gleba	48,90	27,56	1,09	0,365
dolina lodowcowa (BIELEY BEREL)	porost	106,03	12,02	35,90	1,31
	gleba	131,56	51,40	7,16	0,14
dolina lodowcowa (BYXTAPMA)	porost	214,67	16,83	27,98	0,87
	gleba	97,46	30,32	0,525	0,10
dolina lodowcowa (wodospad BIELEY BEREL)	porost	70,02	6,55	7,47	0,50
jeziora gór wysokich (Markacol)	porost	107,74	12,22	42,56	1,54
jeziora gór średnich (Sybiny)	porost	153,76	21,49	120,96	2,98

Podobnie jak w przypadku stanowisk badawczych zlokalizowanych w Karkonoszach, tak i w Altaju, największe zróżnicowanie średniej koncentracji metali ciężkich w badanych wskaźnikach (w obrębie poszczególnych obszarów badawczych), wynikało przede wszystkim z uwarunkowań lokalnych struktury przestrzenno-funkcjonalnej krajobrazu. Wobec powyższego, zasadnym wydaje się, by podczas ilościowych analiz jakości środowiska korzystać z zaproponowanej na wstępie procedury badawczej obejmującej weryfikację wskaźników ekologicznych w oparciu o typologię krajobrazu, bazującą na szczegółowym rozpoznaniu struktury przestrzenno-funkcjonalnej.

Podsumowując można powiedzieć, że czytelny zapis zmian jakości krajobrazów górskich warunkowany strukturą przestrzenno-funkcjonalną można uzyskać w oparciu o wybrane wskaźniki ekologiczne: gleby i porosty, które stanowią źródło informacji z jednej strony o jakości siedliska i jego zasobności, z drugiej – o kondycji elementów biotycznych.

Jednak podczas doboru reprezentatywnych i porównywalnych wskaźników ekologicznych przydatnych do ilościowej oceny jakości krajobrazu, muszą zostać spełnione następujące warunki:

- a) do pełnej ilościowej oceny jakości należy wybrać wskaźniki z minimum dwóch grup (np. siedliskowe i krajobrazowe) uzyskując względnie pełny obraz jakości badanego typu krajobrazu;
- b) wskaźniki powinny spełniać kryteria badawcze omówione wcześniej;
- c) do analiz porównawczych jakości różnych typów krajobrazu należy wykorzystać wskaźniki konsekwentne;
- d) próby należy pobierać w tym samym okresie roku (wskaźnik wykazuje podobne stadium swego rozwoju/wzrostu);
- e) należy stosować te same metody zakładania stanowisk, poboru próbek oraz analiz laboratoryjnych;
- f) stanowiska pomiarowe należy instalować w miejscach oddających pełne zróżnicowanie struktury przestrzenno-funkcjonalnej badanego typu krajobrazu;
- g) podczas oceny poziomu/wielkości zanieczyszczenia wykorzystuje się jedną skalę odniesienia (dla porostów np. 8-stopniowa skala Hawkswortha i Rose'a lub 5-stopniowa skala Ehrendorfera).

Literatura

- Balsberg-Pahlsson A., 1989, Toxicity of heavy metals (Zn, Cu, Cd, Pb) to vascular plants. *Water, air and soil pollutions*, 47, 287–319.
- Bornkamm R., 1987, Allochthonous ecosystems. *Landscape Ecology*, v. 1, n. 2, SPB Academic Publishing, The Hague, 119–122.
- Burrows C., 1990, Processes of vegetation change. *Unwin Human* 12, Londyn, 420–489.
- Cook G.D., Dawes-Gromadzki T. Z., 2005, Stable Isotope Signatures and Landscape Functioning in Banded Vegetation in Arid-Central Australia. *Landscape Ecology*, 20, n. 6, Science+Business Media B.V., Formerly Kluwer Academic Publishers B.V., 689–702.
- Dale, V.H, Beyeler S. C., 2001, Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological Indicators* 1(1), 3–10.
- Dorp D., Opdam P.F.M., 1987, Effects of patch size, isolation and regional abundance on forest bird communities. *Landscape Ecology* v. 1, n. 1, SPB Academic Publishing, The Hague, 59–73.
- Faliński J.B., 1966, Antropogeniczna roślinność Puszczy Białowieskiej jako wynik synantropizacji naturalnego kompleksu leśnego. *Diss. Uni. Varsoviensis* 13, PWN, Warszawa.
- Faliński J.B., 1972, Synantropizacja szaty roślinnej – próba określenia istoty procesu i głównych kierunków badań. *Phytocoenosis* 1, z. 3, 157–170.
- Faliński J.B., 2001, Przewodnik do długoterminowych badań ekologicznych. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Fernandez J.A., Aboal J.R., Carballeira A., 2000, Use of native and transplanted mosses as complementary techniques for biomonitoring mercury around an industrial facility. *Sci. Total Environ.* 256 (2/3), 151–161.
- Forman R.T.T., Godron M., 1986, *Landscape Ecology*. John Wiley & Sons, New York.
- Goncalves, E.P.R., Boaventura, R.A.R., Mouvet, C., 1990, Sediments and Aquatic Mosses as Pollution Indicators for Heavy Metals in the Ave River Basin (Portugal). *The Science of the Total Environment*, 114, 7–24.
- Grodzinska, K., Godzik, B., 1991, Heavy Metal and Sulphur In Mosses From Southern Spitsbergen. *Polar Research* 9(2), 133–140.
- Haase G., 1978, Zur Ableitung und kennzeichnung von naturpotentialen. *Pettermanns Geogr. mitt.* T.122, z. 2.
- Horn H., 1981, *Succession*. [w:] R. May (red.), *Theoretical ecology*, Oxford, England, 253–271.
- Horska-Schwarz S., 2007, Struktura i funkcjonowanie geokompleksów doliny Odry między Oławą a Wrocławiem. *Rozpr. Nauk. IGRR UW*.

- Hunsaker C.T. 1993, New concepts in environmental monitoring: the question of indicators. *Science of the Total Environment Supplement 1*, 77–96.
- Hunsaker C.T., Carpenter B. L., 1990, Ecological indicators for the Environmental Monitoring and Assessment Program. EPA/600/3-90/060. Office of Research and Development, US EPA, Research Triangle Park, North Carolina, USA. - <http://www.epa.gov/>
- Iverson L.R., 1988, Land-use changes in Illinois, USA: The influence of landscape attributes on current and historic land use. *Landscape Ecology*, v. 2 n. 1, SPB Academic Publishing, The Hague, 45–61.
- Jalas J., 1955, Hemerobe and hemerochore Pflanzenarten. *Acta SOC. Pro Fauna et Flora Fenn.* 72, 1–15.
- Johnson C. W., 1988, Estimating dispersibility of *Acer*, *Fraxinus* and *Tilia* in fragmented landscapes from patterns of seedling establishment. *Landscape Ecology* v. 1 n. 3, SPB Academic Publishing, The Hague, 175–187.
- Kesner B.T., Meentemeyer V., 1989, A regional analysis of total nitrogen in an agricultural landscape. *Landscape Ecology* vol. 2, no. 3, SPB Academic Publishing, The Hague, 151–163.
- Kistowski M., 1995, Propozycja metody oceny przyrodniczych uwarunkowań ekorozwoju w skali makroregionalnej. *Przegląd Geogr.* T LXVII, z. 1–2, 71–91.
- Kostrowicki A.S., 1976, A system – based approach to research concerning the geographical environment. *Geogr. Polonica* 33.
- Lechnio J., 2007, Zastosowanie modelowania geoekologicznego w ocenie systemów krajobrazowych. [w:] K. Ostaszewska (red.), *Znaczenie badań krajobrazowych dla zrównoważonego rozwoju*, UW, Warszawa, 345–353.
- Lewis T.E., Conkling B.L., 1994, Forest health monitoring: Southeast loblolly/shortleaf pine demonstration report. Project Report EPA/620/SR-94/006. U.S. Environmental Protection Agency. Washington, D.C., USA.- <http://www.epa.gov/>.
- Malinowska E., 2005, Zastosowanie badań gleb do określenia potencjału krajobrazu na zanieczyszczenie. *Prace i Stud. Geogr.* T. 36, 65–78.
- Malinowska E., Lewandowski W., Harasimuk A. (red.) 2004, *Geoekologia i ochrona krajobrazu*. Leksykon. Wydawnictwo UW, Warszawa.
- O'Neill R.V., Jones K.B., Riitters, K.H., Wickham, J. E., Goodman I. A., 1994, Landscape monitoring and assessment research plan. EPA/620/R-94/009. U.S. Environmental Protection Agency. Las Vegas, Nevada, USA.- <http://www.epa.gov/>.
- O'Neill R.V., Krummel J.R., Gardner R.H., Sugihara G., Jackson B., DeAngelis D.L., Milne B.T., Turner M.G., Zygumt B., Christenson S.W., Dale V.H., Graham R.L., 1988, Indices of landscape pattern. *Landscape Ecology* 1, 153–162.
- Pietrzak M., 1998, *Syntezy krajobrazowe – założenia, problemy, zastosowanie*. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań.
- Prochazkova D., Seda Z., 2001, Properties of soils and vegetation on terrace plots in the biospherical reserve Palava. *Prace Botaniczne LXXIX*, 13–21.
- Richling A., Solon J., 2002, *Ekologia krajobrazu*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Richling A., Lechnio J., 2005, *Z problematyki funkcjonowania krajobrazów nizinnych*. Wydawnictwo UW, Warszawa.
- Schiller A., Hunsaker C.T., Kane M. A., Wolfe A.K., Dale V. H., Suter G.W., Russell C.S., Pion G., Jensen M.H., Konar V.C., 2001, Communicating ecological indicators to decision makers and the public. *Conservation Ecology* 5(1), 19.
- Schwabe A., 1989, Vegetation complexes of flowing-water habitats and their importance for the differentiation of landscape units. *Landscape Ecology* vol. 2 nr 4, SPB Academic Publishing, The Hague, 237–253.
- Shaw A.J., Albright D.L., 1990, Potential for The Evolution of Heavy Metal Tolerances in *Bryum argenteum* a Moss. II. Generalized Tolerances Among Diverse Populations. *The Bryologist* 93(2), 187–192.

- Solon J., 2004, Ocena zrównoważonego krajobrazu – w poszukiwaniu nowych wskaźników. [w:] M. Kistowski (red.), *Studia ekologiczno-krajobrazowe w programowaniu rozwoju zrównoważonego*, Uniwersytet Gdański, Gdańsk, 49–58.
- Solncew N.A., 1965, O wzajemnym stosunku przyrody „żywej” do „martwej”. *Przegląd Zagranicznej Literatury Geograficznej*, z. 2, IGIPZ PAN, Warszawa.
- Sukopp H., 1969, Der Einfluss des Menschen auf die Vegetatio. *Vegetatio* T 17, z. 1/6, 360–371.
- Urban D.L., O'Neill R.V., Shugart H.H., 1987, Landscape ecology, a hierarchical perspective. *Bioscience* 37, 119–127.
- Zerbe J., Elbanowska H., Gramowska H., Adamczewska M., Sobszyński T., Kabaciński M., Siepak J., 1994, Ocena wpływu emisji fluoru i innych zanieczyszczeń na wody, roślinność i gleby na obszarze WPN i jego otuliny. [w:] L. Kozacki (red.), *Geoekosystem WPN jako obszaru chronionego podlegającego antropopresji*, Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań, 89–135.