

KONCEPCJA UPROSZCZONEGO MODELOWANIA RELACJI „UŻYTKOWANIE TERENU – ZANIECZYSZCZENIE WÓD” W MAŁYCH ZLEWNIACH GÓRSKICH

Marek KOPACZ

Instytut Melioracji i Użytków Zielonych w Falentach, Małopolski Ośrodek Badawczy w Krakowie

Słowa kluczowe: analiza relacyjna, jakość wód powierzchniowych, użytkowanie terenu, zlewnie górskie

Streszczenie

Artykuł dotyczy modelowania relacji między jakością wód powierzchniowych a strukturą użytkowania terenu w małych zlewniach górskich. W procesach modelowania dużo łatwiejsze, a często także bardziej praktyczne, jest tworzenie modeli uproszczonych, uwzględniających jedynie wybrane wskaźniki hydrologiczne. W niniejszej pracy wyznaczono wskaźnik użytkowania terenu W będący średnią wagową reprezentującą skwantyfikowane typy użytkowania. Wyliczony wskaźnik porównano metodą analizy relacyjnej ze średnimi stężeniami badanych składników fizykochemicznych rejestrowanymi w wodach powierzchniowych. Wykazano wysoką korelację między charakterem użytkowania terenu a jakością wód powierzchniowych. Szczególnie wysokie współczynniki korelacji dotyczyły składników biogennych pochodzenia antropogenicznego, w tym ze ścieków bytowo-komunalnych. Najślabza korelacja dotyczyła składników pochodzenia naturalnego (Ca, Mg i SO_4). Na podstawie tej analizy wyznaczono zależności regresyjne, które umożliwiają szacunkowe określenie jakości wód na podstawie znajomości struktury użytkowania terenu.

WSTĘP

Wiedza na temat procesów fizycznych zachodzących w przyrodzie oraz forma jej matematycznego zapisu, którą często określa się mianem modelowania zjawisk, nieustannie rozwija się i ulega przeobrażeniom. Wynika to ze znaczącego rozkwitu

Adres do korespondencji: dr inż. M. Kopacz, Małopolski Ośrodek Badawczy IMUZ w Krakowie, ul. Ułanów 21b, 31-450 Kraków; tel. +48 (12) 411-81-46, e-mail: imuzkrak@kki.pl

nauk informatycznych i związanych z tym możliwości, a dokładniej – szybkości matematycznego przetwarzania danych liczbowych. Teoria systemów modelowania matematycznego szczególnie dynamicznie rozwija się w hydrologii [SOCZYŃSKA, 1989].

Zwykle modelowanie zjawisk hydrologicznych obejmuje zamkniętą przestrzeń terenu zlewni lub grupy zlewni. Określenie wszystkich parametrów hydrologicznych oraz teoretyczny opis zachodzących procesów za pomocą równań matematycznych jest dość trudny i wymaga wielu lat badań doświadczalnych. Każdy model jest uproszczeniem rzeczywistości, zaś jego głównym zadaniem jest symulacja interesujących nas zjawisk zachodzących w ekosystemach. Stąd też ważne jest, by zjawiska przyrodnicze zostały rozpoznane na tyle dokładnie, aby ich aproksymacja była obciążona jak najmniejszym błędem [FELUCH, 1994].

Możliwości zastosowania tworzonych modeli matematycznych często są ograniczone. Wynika to ze złożoności zachodzących zjawisk przyrodniczych, a także z wciąż ograniczonej wiedzy człowieka w zakresie „matematyzacji przyrody”. Istniejące matematyczne modele przyrodnicze, np. służące do określania biogennych zanieczyszczeń obszarowych, wymagają wyznaczenia tak ogromnej liczby parametrów i danych wejściowych, że ich kalibracja i późniejsze zastosowanie, zwłaszcza do większych obszarów, jest w praktyce bardzo utrudnione lub wręcz niemożliwe [TAYLOR, 1988].

W przypadku zjawisk hydrologicznych istnieje wiele modeli, dlatego ich dobór do określonej zlewni lub ekosystemu jest znacznie prostszy. Sytuacja komplikuje się w przypadku zjawisk przyrodniczych, np. hydrochemicznych lub ekologicznych. Wspomniana wcześniej wielość parametrów wejściowych potrzebnych do funkcjonowania takich modeli czyni je niepraktycznymi, dlatego zastępuje się je prostymi modelami regresyjnymi i współczynnikowymi w celu określania choćby wartości szacunkowych lub przybliżonych. Zwykle w wyniku takiego modelowania otrzymuje się jednostkowe lub całkowite wskaźniki, np. wielkości odprowadzanych ładunków w wodach powierzchniowych na tle konkretnego zjawiska przyrodniczego lub antropogenicznego [TAYLOR, 1988].

KONCEPCJA KONSTRUKCJI MODELU RELACJI „UŻYTKOWANIE TERENU – ZANIECZYSZCZENIE WÓD”

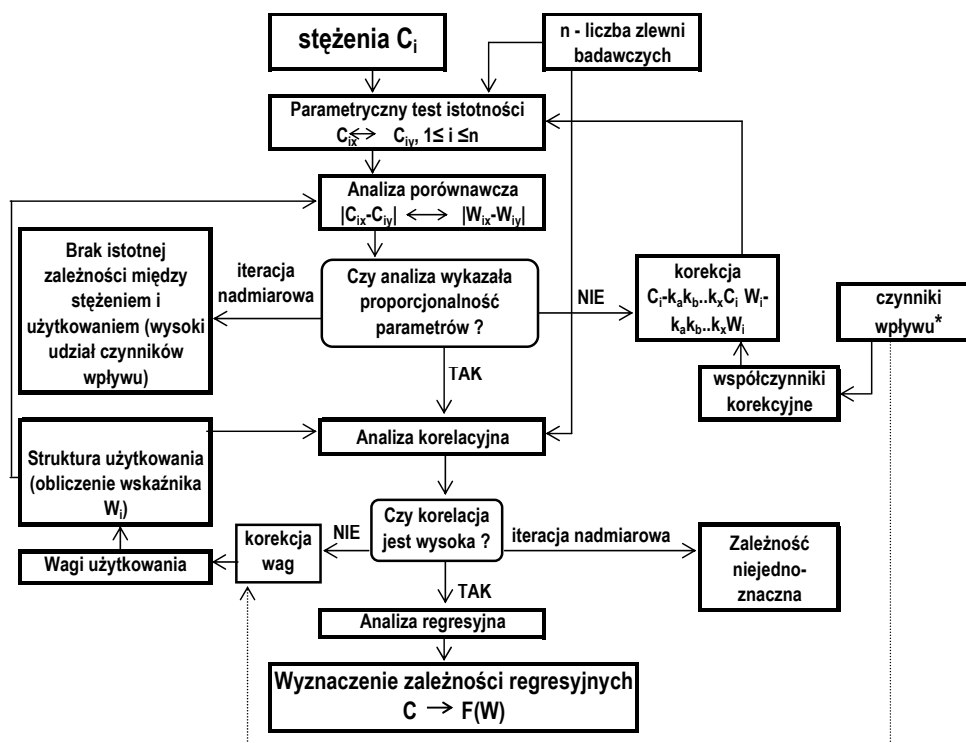
Do określenia zależności między dwoma lub kilkoma parametrami opisującymi poszczególne zjawiska można zastosować analizę relacyjną. W przypadku, gdy interesuje nas jedynie zależność między konkretnymi czynnikami, w tym przypadku chemizmem wód powierzchniowych a strukturą użytkowania ziemi, tworzenie modeli całościowych jest bezcelowe, musi jednak zostać zachowana integralność systemu, a więc logiczny system wzajemnych powiązań i oddziaływań wszystkich procesów i zjawisk zachodzących w zlewni [FELUCH, 1994].

Aby porównać, a tym samym symulować zmienność dwóch parametrów, należy je w pierwszej kolejności wyizolować z pozostałych czynników wpływu. W rzeczywistości nie ma możliwości pełnego wyodrębnienia samej relacji stężenie – użytkowanie, stąd też w przypadku modelu relacyjnego możemy mówić jedynie o aproksymacji zjawisk, które zachodzą w środowisku wodno-glebowym zlewni. Aby zminimalizować błędy, należy dokonać założeń dobierając zlewnie badawcze. W założeniach takiego uproszczonego modelu należy przyjąć, że poszczególne czynniki wpływu w przestrzeniach badawczych są podobne i w analizie porównawczej znoszą się wzajemnie, nie zakłócając głównego kierunku obliczeniowego. Jeżeli tak nie jest, do modelu należy wprowadzić tzw. współczynniki korekcyjne, które zniwelują różnicę między czynnikami wpływu. Współczynniki te określa się metodą analizy porównawczej parametrów każdej z monitorowanych zlewni badawczych. Należy podkreślić, że zlewnią badawczą może być w tym przypadku także dowolny fragment zlewni cząstkowej zamknięty tzw. przekrojem hydrometrycznym, w którym zostały wyznaczone podstawowe parametry potrzebne do obliczeń modelowych.

Do stworzenia modelu konieczne jest przeprowadzenie wielu badań poznawczo-monitoringowych w celu pozyskania danych wejściowych. Do tworzenia nowego modelu lub jego testowania na nowym obiekcie badawczym potrzebna jest informacja o wszystkich parametrach wejściowych. W przypadku modelu już sprawdzonego dla konkretnej zlewni, liczba danych wejściowych może zostać zawężona do najbardziej zmiennych, zaś czynniki stałe lub mało zmienne można pominąć.

W konstrukcji modeli pomocne jest stworzenie schematu blokowego (algorytmu) postępowania, w którym będzie się uwzględniało zarówno poszczególne elementy jak i związki między nimi. Zadaniem takiego algorytmu jest identyfikacja zjawisk oraz określenie ich powiązań. Sprecyzowanie modelu, polegające na kwantyfikacji zjawisk, następuje dopiero w drugim etapie jego konstruowania, w wyniku parametryzacji stworzonego algorytmu. Końcowym efektem takiego modelowania mają być uproszczone wzory opisujące relacje między parametrami zmierzonymi i niezmiernymi i aproksymujące wcześniej wyznaczone zależności regresyjne opisujące te relacje.

Schemat blokowy modelu określającego zależność między użytkowaniem terenu zlewni a jakością odpływających z niej wód powierzchniowych (rys. 1) określa sposób obliczeń matematycznych, których celem jest ustalenie interesującej nas relacji. Ze względu na wspomniane we wstępie uwarunkowania, w założeniu ma on charakter uproszczony.



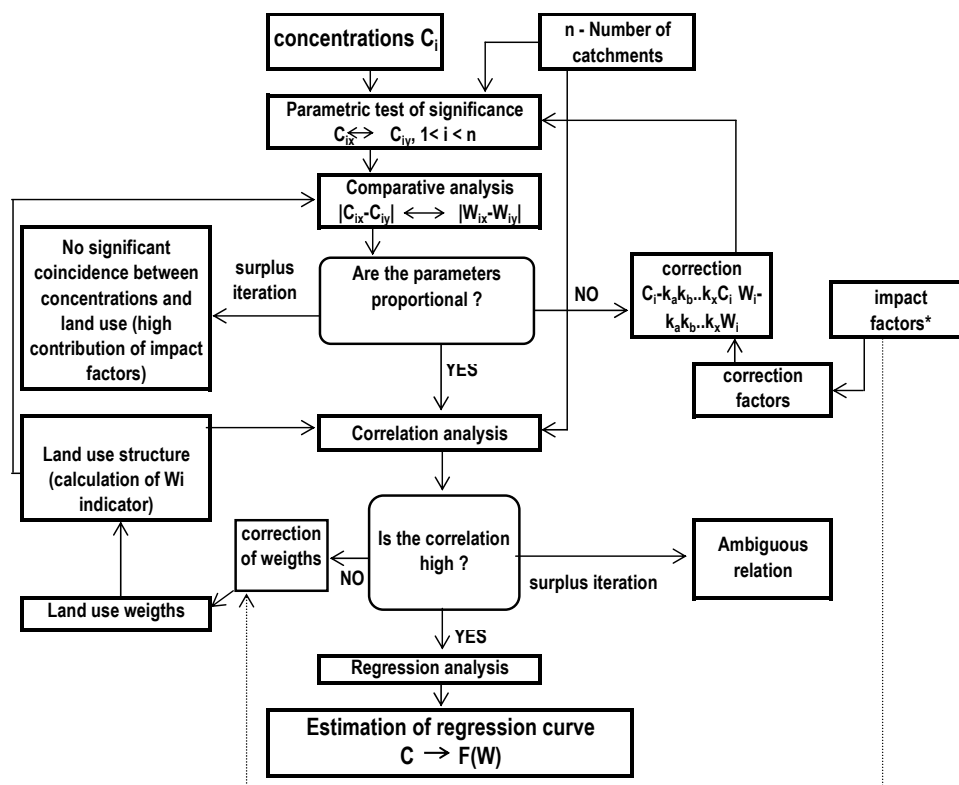
* Opad atmosferyczny, chemizm opadu, odpływ jednostkowy, parametry zlewni, budowa geologiczna, gleby itp.

Rys. 1. Schemat blokowy modelu relacyjnego „użytkowanie terenu – zanieczyszczenie wód” dla małych zlewni górskich

ZAŁOŻENIA METODYCZNE KONCEPCJI RELACJI „UŻYTKOWANIE TERENU – ZANIECZYSZCZENIE WÓD”

W celu oceny relacji między strukturą użytkowania ziemi a jakością wód powierzchniowych wyizolowano najważniejsze czynniki wpływu. Następnie wykonano analizę porównawczą mierzonych stężeń zanieczyszczeń w wodach powierzchniowych testem *t*-Studenta dla prób niezależnych [GREŃ, 1982; STANLEY, 1976]. Na podstawie analizy określono stopień istotności różnic między stężeniami na określonym poziomie prawdopodobieństwa *p* [STANLEY, 1976]. Jeżeli poziom prawdopodobieństwa był niski to różnice między stężeniami były istotne statystycznie.

W przypadku analizy wpływu użytkowania ziemi na jakość wód powierzchniowych mamy do czynienia z parami cech: mierzalna (stężenie), niemierzalna (użytkowanie) – konieczne jest więc sparametryzowanie informacji o użytkowaniu zlewni. Dokonano tego przez określenie wskaźnika struktury [GREŃ, 1982], który został nazwany w pracy mianem wskaźnika użytkowania terenu *W*.



* Precipitation, qualities of precipitation, unit flows, catchment parameters, geological structure, soils, ect.

Fig. 1. The block diagramme of the „land use – surface water quality” model in small mountain catchments

Zmienne zależne to średnie stężenia badanych składników chemicznych w wyznaczonych przekrojach hydrometrycznych. Badania chemizmu wód prowadzono w latach hydrologicznych od 1995/1996 do 1999/2000. W czasie badań analizowano wodę w 17 przekrojach hydrometrycznych w trakcie 298 serii pomiarowych. Łącznie wykonano blisko 17 tys. analiz chemicznych.

Zmiennymi niezależnymi były wartości wskaźników użytkowania terenu W na obszarze powierzchni badawczych usytuowanych powyżej przekrojów pomiarowych. Wartości wskaźników W wyznaczano obliczając średnią ważoną z procentowego udziału poszczególnych typów użytkowania, przyjmując jako wagi skwantyfikowane wartości reprezentujące 5 dobranych kategorii użytkowania: lasy, tereny zadarnione, grunty orne, tereny skalne i nieużytki oraz zabudowę wiejską. Terenom o największych zdolnościach retencyjnych (lasy) przyporządkowano najmniejszą wartość liczbową wag, a obszarom o najmniejszych zdolnościach retencyjnych (zabudowa) – największą. Tak więc obszarom najbardziej zalesionym przyporządkowano małe wartości wskaźnika W (tereny o najmniejszym zagrożeniu

dla środowiska wodnego), zaś obszarom zurbanizowanym – największą wartość (tereny o największym zagrożeniu dla środowiska wodnego).

Wagi dobrano na podstawie analizy cech zlewni oraz struktury średnich stężeń. Oszacowano je metodą iteracji, zaokrąglając do liczb całkowitych. Przyjmowano różne wartości wag dla poszczególnych typów użytkowania i sprawdzano, ile wynosi przy nich wartość współczynnika korelacji między wskaźnikiem W a średnimi stężeniami badanych zanieczyszczeń. Ostatecznie dobrano takie wartości wag, dla których współczynnik korelacji miał wartość największą. Zbliżoną metodykę obliczania wag zastosowali KUREK, PAWLIK-DOBROWOLSKI i TWARDY [1993] oceniając zagrożenia jakości wód zbiornika dobczyckiego.

Dla przekrojów, gdzie wyraźnie przeważał jeden z czynników wpływu przyjmowano współczynniki korekcyjne (rys. 1). Wyznaczano je podczas analizy iteracyjnej wag, dla poszczególnych typów użytkowania, obliczając wskaźnik użytkowania W i sprawdzając poziom korelacji – czyli również metodą iteracji.

W następnym etapie wyznaczono współczynnik korelacji między dwiema próbami o liczebności n , w tym przypadku ciągiem wartości stężeń i wskaźników użytkowania terenu W , oraz sprawdzono jego istotność stosując rozkład t -Studenta [ELANDT, 1964; STANLEY, 1976]. Tak przyjęte zależności relacyjne, określone na podstawie wcześniej wyznaczonych wag oraz wskaźników, nazwano umownie w pracy mianem analizy I.

Prawdopodobieństwo przypadkowości korelacji obliczono także dla modułu różnicy wskaźników użytkowania $|W_A - W_B|$, stosując te same metody statystyczne, co w przypadku analizy I. Tak uzyskane zależności określono umownie analizą II [KOPACZ, 2002].

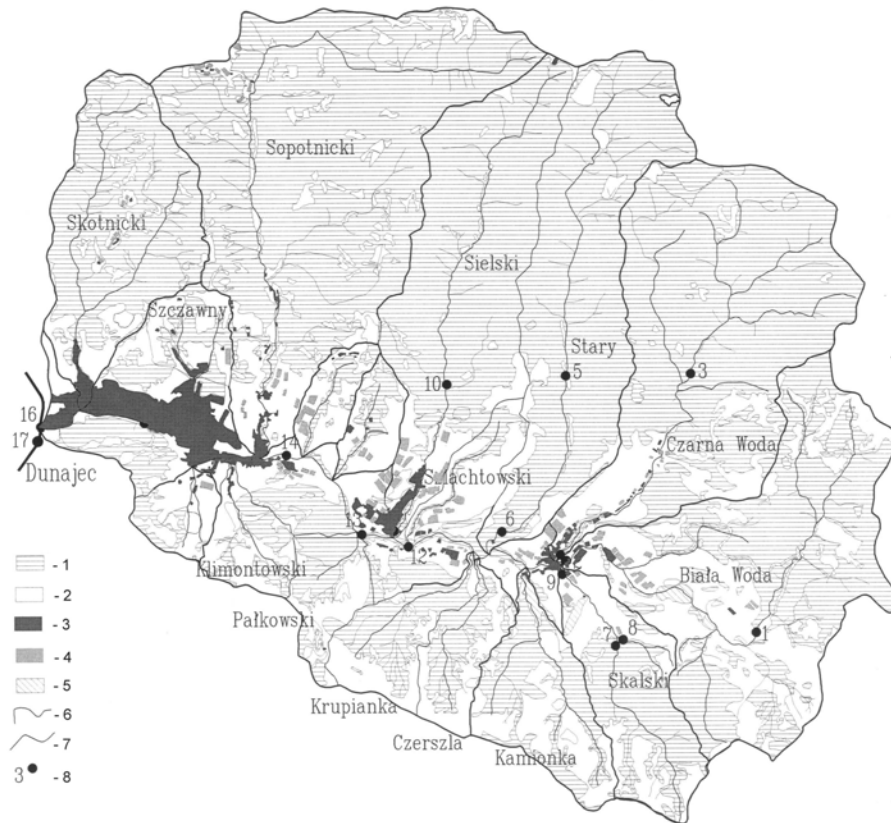
Opisane metody obliczeń statystycznych w przypadku błędnej kwantyfikacji kategorii użytkowania lub błędnych założeń wstępnych, dzięki zastosowanym sprzężeniom zwrotnym, wykazałyby nieścisłości w interpretacji graficznej wykresów rozrzutu oraz w analizie samego współczynnika korelacji.

W końcowej fazie analizy statystycznej dla par zmiennych wyznaczono zależności regresyjne oraz uproszczone wzory opisujące konkretne relacje.

Dzięki modelom można obliczyć szacunkowe wielkości średnich stężeń poszczególnych składników (analiza I), bądź ich bezwzględnych różnic w przypadku porównania par $|c_i - c_j| \leftrightarrow |W_i - W_j|$ (analiza II) w wodach powierzchniowych jedynie na podstawie znajomości struktury użytkowania ziemi.

PRZYKŁADOWE WYNIKI MODELOWANIA RELACJI „UŻYTKOWANIE TERENU – ZANIECZYSZCZENIE WÓD”

W badaniach porównawczych uwzględniono dobrze rozpoznaną zlewnię Grajcarka, prawobrzeżnego dopływu Dunajca, o powierzchni 85,5 km² (rys. 2). Badane mikrozelewnie cząstkowe Grajcarka cechują się wysokim poziomem podobieństwa



Rys. 2. Zlewnia Grajcarka – struktura użytkowania i przekroje hydrometryczne; 1 – lasy, 2 – trwałe zadarnienia, 3 – zabudowa, 4 – grunty orne, 5 – nieużytki, tereny skalne i inne, 6 – główne ciekii wodne, 7 – granice zlewni, 8 – przekroje hydrometryczne

Fig. 2. The Grajcarka catchment – land use structure and hydrometric sections; 1 – forests, 2 – permanent grasslands, 3 – built-up areas, 4 – arable lands, rocks and other, 5 – barren lands, 6 – main streams, 7 – catchment's borders, 8 – hydrometric cross-sections

wynikającego ze zbliżonego ukształtowania zlewni, podobnych warunków klimatycznych i hydrologicznych, zbliżonych parametrów hydrograficznych, np. gęstości sieci rzecznych, hipsometrii [TWARDY, KUŹNIAR, KOPACZ, 2001]. Uwzględniono także zróżnicowanie budowy geologicznej oraz wpływ depozytu zanieczyszczeń z atmosfery.

Do obliczenia wskaźnika W w omawianej zlewni badawczej przyjęto, zgodnie z przedstawioną wcześniej metodą, następujące wartości wag: dla lasów – 1, dla terenów zadarnionych – 2, dla gruntów ornych – 5, dla obszarów skalnych i nieużytków – 10, dla zabudowy wiejskiej – 90. Wartość wskaźnika użytkowania w przypadku dwóch przekrojów hydrometrycznych powiększono o współczynniki korekcyjne, ze względu na występujące powyżej nich dodatkowe źródła zanie-

czyszczeń. Wartości tych współczynników wynosiły: 1,0 – dla przekroju nr 6, gdzie znajdowało się składowisko odpadów komunalnych oraz 2,0 – dla przekroju nr 16, charakteryzującego się zwartą zabudową miejską.

Analizowano zróżnicowanie stężeń 8 składników: N-NH₄, N-NO₃, PO₄, Na, Ca, Mg, K i SO₄ w poszczególnych przekrojach badawczych metodą testu *t*-Studenta. Przekroje badawcze porównywano w parach „każdy z każdym”. Dla każdej pary przekrojów hydrometrycznych A i B obliczono różnicę stężeń oraz różnicę wskaźników użytkowania $|W_A - W_B|$ obszarów położonych powyżej.

W tabeli 1. zestawiono przykładowe pary przekrojów hydrometrycznych, w których różnice stężeń N-NH₄ osiągnęły najwyższy ($p \ll 0,1\%$) poziom istotności, w tabeli 2. natomiast zaprezentowano przykład par przekrojów o najniższym poziomie istotności różnic tych stężeń.

Największe zróżnicowanie odnotowano między średnimi stężeniami w dolnych i górnych częściach zlewni Grajcarka. W istotnie zróżnicowanych parach dominowały stężenia w przekroju nr 16 (Grajcerek-ujście), gdzie rejestrowano najgorszą jakość wód. Z różnicami stężeń korelowały różnice między wskaźnikami użytkowania terenu $|W_A - W_B|$ (tab. 1, 2).

W tabeli 3. zestawiono średnie wartości różnic wskaźników użytkowania dla par przekrojów, w których istotność różnic stężeń poszczególnych składników chemicznych była największa i najmniejsza. Największa różnica między średnimi z $|W_A - W_B|$ wystąpiła w przypadku fosforanów i azotu amonowego. Znaczące różnice odnotowano także w przypadku sodu i potasu, a wyraźnie mniejsze – azotu azotanowego. Brak różnicy zarejestrowano w przypadku wapnia i magnezu. W przypadku siarczanów różnica była nieznacząca i wynosiła zaledwie 0,53.

Tabela 3. Średnie różnice wskaźników użytkowania terenu $|W_A - W_B|$ dla par przekrojów o najwyższych i najniższych poziomach istotności statystycznej

Table 3. Mean differences of the land use factors $|W_A - W_B|$ for pairs of cross-sections of the highest and lowest statistical significance

Badane składniki Components	Różnice wskaźników użytkowania terenu Differences of the land use factors		Różnica różnic The difference of differences
	wysoki poziom istotności high significance	niski poziom istotności low significance	
N-NH ₄	2,49	0,71	1,78
N-NO ₃	1,39	0,77	0,62
PO ₄	2,92	0,84	2,08
Ca	0,94	1,32	-0,38
Na	2,01	0,49	1,52
Mg	0,63	1,22	-0,59
K	1,50	0,31	1,19
SO ₄	1,28	0,74	0,53

Wyniki analizy uzyskane przez zastosowanie testu parametrycznego *t*-Studenta porównano z wynikami uzyskanymi za pomocą analizy korelacyjnej, kwantyfikując relacje między użytkowaniem terenu a jakością wód. Dane te umożliwiły wyznaczenie wartości współczynników korelacji *r* między wskaźnikami użytkowania terenu a średnimi stężeniami składników chemicznych oraz istotności statystycznej tych współczynników (tab. 4).

Tabela 4. Współczynniki korelacji między wskaźnikami użytkowania terenu *W* a średnimi stężeniami badanych składników chemicznych

Table 4. Coefficients of correlation between the land use indices and average concentrations of chemical components

Składnik chemiczny Component	Współczynnik korelacji <i>r</i> Correlation coefficient <i>r</i>	Liczba stopni swobody d.f.	Test <i>t</i> -Studenta Student <i>t</i> -test	Prawdopodobieństwo przypadkowości korelacji Probability of the randomness of correlation %
N-NH ₄	0,85	14	6,02	<<0,1
N-NO ₃	0,58	14	2,64	3
PO ₄	0,75	14	4,30	0,1
Ca	0,23	14	0,87	>>10
Na	0,90	14	7,56	<<0,1
Mg	0,07	14	0,27	>>10
K	0,81	14	5,19	<0,1
SO ₄	0,49	14	2,11	6

Wysoka istotność korelacyjna, przy niskim prawdopodobieństwie przypadkowości, wystąpiła w przypadku zależności między wskaźnikiem użytkowania terenu a średnim stężeniem sodu, potasu, azotu amonowego i fosforanów. Całkowity brak korelacji stwierdzono w przypadku magnezu i wapnia. W przypadku azotu azotanowego i siarczanów, wielkość współczynnika korelacji była na średnim poziomie, ale nie uzyskała znaczącej istotności statystycznej.

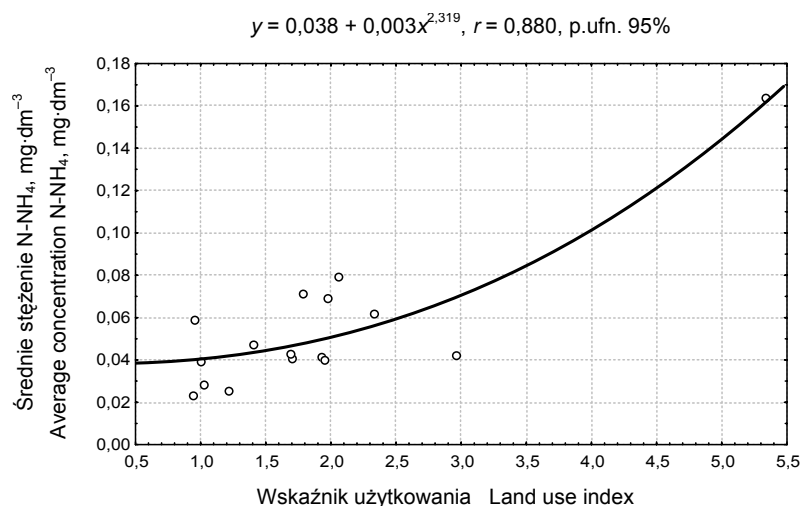
Obliczono wartości współczynników korelacji różnych typów zależności regresyjnych między średnimi stężeniami badanych składników i wskaźnikami *W* (analiza I) (tab. 5), a następnie wybrano te zależności, które najlepiej odpowiadały rzeczywistości i spełniały warunek wysokiej korelacji.

Na przykład w przypadku N-NH₄ zależność regresyjna miała postać funkcji potęgowej (rys. 3). Oznacza to, że wzrost wskaźnika *W* generował coraz większy wzrost wartości stężenia N-NH₄. Dla N-NO₃ była to postać wielomianu drugiego stopnia (rys. 4). Wzrost stężeń miał charakter zbliżony do liniowego. Dla 3 badanych składników (Ca, Mg, SO₄) nie dobrano żadnych zależności ze względu na niski poziom korelacji.

Tabela 5. Współczynniki korelacji zależności funkcyjnych między wskaźnikami użytkowania terenu W i średnimi stężeniami badanych składników w 16 przekrojach hydrometrycznych

Table 5. Coefficients of various correlation functions between the land use indices and average concentrations of chemical components in 16 hydrometric cross-sections

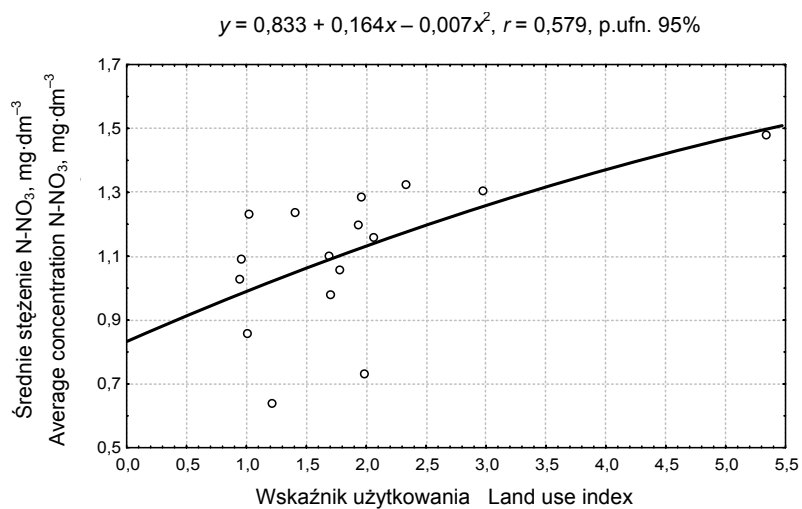
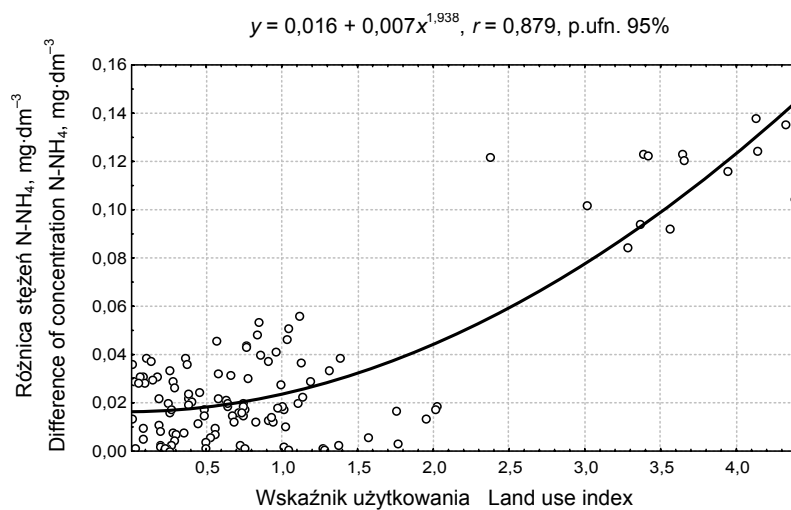
Składnik Component	Współczynniki korelacji zależności Correlation				
	potęgowej power	liniowej linear	wielomianowej polynomial	wykładniczej exponential	logarytmicznej logarithm
N-NH ₄	0,880	0,849	0,879	0,884	0,749
N-NO ₃	0,577	0,577	0,579	0,576	0,552
PO ₄	0,815	0,754	0,810	0,821	0,635
Ca	0,318	0,225	0,347	0,225	0,318
Na	0,897	0,896	0,898	0,896	0,856
Mg	0,072	0,072	0,075	0,073	0,055
K	0,907	0,811	0,922	0,811	0,907
SO ₄	0,493	0,491	0,492	0,492	0,444



Rys. 3. Zależność stężeń N-NH₄ od wielkości wskaźnika użytkowania terenu W

Fig. 3. The relationship between N-NH₄ concentration and the land use index W

Zależności regresyjne między bezwzględnymi różnicami średnich stężeń i wskaźników użytkowania (analiza II) także wyznaczono stosując porównanie metodą estymacji parametrów. Na rysunku 5. przedstawiono przykładową zależność regresyjną między różnicami stężeń N-NH₄ i wskaźników użytkowania terenu dla par przekrojów hydrometrycznych, w przypadku których metodą analizy korelacyjnej wykazano wysoką istotność statystyczną.

Rys. 4. Zależność stężeń N-NO₃ od wielkości wskaźnika użytkowania terenu W Fig. 4. The relationship between N-NO₃ concentrations and the land use index W Rys. 5. Zależność różnic stężeń N-NH₄ od różnic wskaźników użytkowania terenu W dla par przekrojów hydrometrycznychFig. 5. The relationship between the differences of N-NH₄ concentrations and the differences of land use indices W for pairs of hydrometric cross-sections

Na podstawie takich zależności można obliczyć szacunkowe wartości różnic stężeń w poszczególnych przekrojach, a gdy istnieje możliwość pomiaru lub uzyskania danych o chemizmie wód w jednym z przekrojów, możemy obliczyć stężenia w pozostałych zlewniach lub jej fragmentach.

Z przedstawionych badań wynika, że brak jest korelacji między stężeniami magnezu i wapnia a użytkowaniem terenu, co sugeruje, że zróżnicowanie użytkowania nie było w tym przypadku ważnym czynnikiem wpływu. Teza ta jest słuszna, gdyż oba pierwiastki występują naturalnie w przyrodzie w dużych ilościach. Są one składnikami skały macierzystej, która jest elementem znacznej części podłoża w badanej zlewni. Również w przypadku siarczanów wpływ użytkowania na ich stężenia w wodzie był mały. Obecność jonów siarczanowych w wodzie również częściowo jest spowodowana budową geologiczną podłoża. Często także trafiają one do zlewni wraz z opadem atmosferycznym lub w wyniku zrzutu zanieczyszczeń przemysłowych. Występują w wodach powierzchniowych w stężeniach od kilku do kilku tysięcy $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ [DOJLIDO, 1995].

W przypadku substancji biogennych, szczególnie azotu amonowego, stwierdzono ścisłą korelację stężeń z charakterem użytkowania terenu. Wynika to z faktu, iż obecność tych substancji w wodach powierzchniowych jest związana z działalnością (głównie rolniczą) człowieka.

Wyniki obu analiz zweryfikowano przez porównanie wielkości zmierzonych w ramach monitoringu hydrochemicznego z wartościami obliczonymi (tab. 6). Rezultaty tej weryfikacji należy zaliczyć do zadowalających. Sprawdzalność analizy I osiągnęła poziom 63%, natomiast analizy II – aż 79%. Średnia sprawdzalność

Tabela 6. Weryfikacja wyników analizy I i II dla przykładowych składników chemicznych

Table 6. Verification of analysis I and II for some chemical components

Składnik Component	Pary przekrojów hydrometrycznych Pairs of hydrometric cross-sections	$ W_A - W_B $	Różnice średnich stężeń Differences of mean concentrations		
			zmierzonych measured	obliczonych w modelu calculated in the model	
				I	II
N-NH ₄	1–2	0,77	0,044	0,010	0,020
	2–7	0,78	0,030	0,010	0,020
	5–11	1,37	0,003	0,019	0,029
	3–15	2,02	0,019	0,035	0,043
N-NO ₃	1–2	0,77	0,091	0,108	0,230
	2–7	0,78	0,128	0,110	0,230
	5–11	1,37	0,234	0,194	0,240
	3–15	2,02	0,277	0,276	0,265
PO ₄	1–2	0,77	0,038	0,004	0,017
	2–7	0,78	0,047	0,004	0,017
	5–11	1,37	0,023	0,007	0,023
	3–15	2,02	0,002	0,015	0,031

obu testów (w przypadku ich jednoczesnego zastosowania) wynosiła 71%. Są to wartości dość wysokie, zważywszy fakt, że średnie stężenia w wodach badanej zlewni były mało zróżnicowane.

Z przedstawionych danych wynika, że istotne różnice stężeń badanych składników w wodach powierzchniowych występowały w tych parach zlewni lub ich fragmentów, w których użytkowanie terenu było najbardziej zróżnicowane. Jedynie w przypadku wapnia i magnezu różnice ich średnich stężeń nie wynikały bezpośrednio z różnic wielkości wskaźników użytkowania, co sugeruje naturalne pochodzenie tych składników.

PODSUMOWANIE I WNIOSKI

Często, ze względów technicznych lub ekonomicznych, realizacja monitoringu hydrochemicznego jest niemożliwa lub poważnie ograniczona. Z drugiej strony zastosowanie w praktyce skomplikowanych modeli matematycznych jest trudne, ze względu na zbyt dużą liczbę potrzebnych danych wejściowych. Zastosowanie metod pośrednich w formie uproszczonych modeli umożliwia identyfikację zagrożeń, a tym samym uszczegółowienie potrzeb monitorowania środowiska wodnego zlewni na zagrożonych terenach.

Przedstawione w pracy metody statystyczne, jak również algorytm postępowania metodycznego, przyniosły oczekiwane rezultaty. Poziom sprawdzalności przedstawionych modeli jest wysoki. Uzyskano zależności regresyjne umożliwiające oszacowanie wartości stężeń składników chemicznych w wodach powierzchniowych na podstawie struktury użytkowania terenu zlewni.

Na podstawie przedstawionych w pracy statystycznych wyników badań można sformułować kilka istotnych wniosków:

1. Uproszczone analizy statystyczne zjawisk hydrochemicznych w relacji z użytkowaniem terenu są pomocne w szacunkowym określaniu wielkości stężeń podstawowych substancji (głównie o charakterze fizykochemicznym) wszędzie tam, gdzie znana jest struktura użytkowania ziemi. Umożliwia to wstępną, bardzo szybką i tanią identyfikację sytuacji hydrochemicznej zlewni.

2. Istotne zróżnicowanie stężeń substancji, szczególnie tych o charakterze biogennym, ściśle koreluje ze strukturą użytkowania zlewni, co świadczy o ich wyraźnym antropogenicznym pochodzeniu (działalność rolnicza, bytowo-komunalna).

3. Analiza statystyczna wykazała brak zależności między koncentracją wapnia, magnezu i siarczanów w wodach powierzchniowych a strukturą użytkowania zlewni, czyli również prowadzoną tu działalnością antropogeniczną. Wynika to z naturalnego, geologicznego ich pochodzenia i dużej stabilności ich stężeń w wodach potoków.

LITERATURA

- DOJLIDO J., 1995. Chemia wód powierzchniowych. Białystok: Wydaw. Ekonomia i Środowisko ss. 386.
- ELANDT R., 1964. Statystyka matematyczna w zastosowaniu do doświadczalnictwa rolniczego. Warszawa: PWN ss. 595.
- FELUCH W., 1994. Wybrane metody jądrowej estymacji funkcji gęstości prawdopodobieństwa i regresji w hydrologii. Warszawa: Oficyna Wydaw. PW ss. 85.
- GREŃ J., 1982. Statystyka matematyczna – modele i zadania. Warszawa: PWN ss. 290.
- KOPACZ M., 2002. Wpływ użytkowania terenu na wybrane cechy jakościowe wód powierzchniowych potoków górskich. Falenty: IMUZ, pr. dokt. ss. 115.
- KUREK S., PAWLIK-DOBROWOLSKI J., TWARDY S., 1993. Ocena zagrożeń jakości wód zbiornika retencyjnego w Dobczycach ze strony rolnictwa oraz sposoby ich ograniczania. Zlewnia Raby jako obszar alimentacji wód i zanieczyszczeń dla zbiornika retencyjnego w Dobczycach. Monografia 145. Kraków: Polit. Krak. ss. 62.
- SOCZYŃSKA U., 1989. System hydrologiczny zlewni. Procesy hydrologiczne. Warszawa: PWN s. 9–19.
- STANLEY G., 1976. Metody statystyki w geografii. Warszawa: PWN ss. 293.
- TAYLOR R., 1988. Biogenne zanieczyszczenia obszarowe wód powierzchniowych. Gosp. Wod. nr 8 s. 175–176.
- TWARDY S., KUŹNIAR A., KOPACZ M., 2001. Hydrochemical evaluation of surface water in the mountain catchments. J. Water Land Develop. No. 5 s. 45–56.

Marek KOPACZ

**A CONCEPT OF SIMPLIFIED MODELLING THE “LAND USE – WATER QUALITY”
RELATION IN SMALL MOUNTAIN CATCHMENTS**

Key words: correlation analysis, land use, mountain catchments, quality of surface waters

S u m m a r y

The paper deals with modelling the relationship between the quality of surface waters and land use in small mountain catchments. Much easier and often more practical is to create simplified models that consider only selected hydrologic and infrastructural factors. The land use factor *W* which is a weighed average of quantified types of land use has been estimated to calculate the concentration of some pollutants in surface waters. A strong correlation has been found between the character of land use in the catchment and nutrients in surface waters. The concentration of natural components in surface waters (e.g. Ca, Mg and SO₄) has not, however, correlated with the type of land use. Simple models are very practical to calculate approximate concentrations based only on the land use structure.

Recenzenci:

prof. dr hab. Jan Dojlido

prof. dr hab. Józef Koc

Praca wpłynęła do Redakcji 19.12.2003 r.

Tabela 1. Test *t*-Studenta dla stężeń N-NH₄ o wartościach najistotniejszych**Table 1.** Student *t*-test for N-NH₄ concentrations of most significant values

Pary przekrojów hydrometrycznych Pairs of hydrometric cross-sections		Średnie stężenie Mean concentration		Różnica średnich stężeń Difference of mean concentrations	Test <i>t</i> -Studenta Student <i>t</i> -test	Liczba stopni swobody d.f.	Prawdopodobieństwo przypadkowości korelacji Probability of the randomness of correlation %	$ W_A - W_B $
grupa 1 group 1	grupa 2 group 2	grupa 1 group 1	grupa 2 group 2					
3	16	0,023	0,164	0,141	8,04	190	0,000	4,39
1	16	0,026	0,164	0,138	7,71	191	0,000	4,13
5	16	0,059	0,164	0,105	6,17	269	0,000	4,38
9	16	0,041	0,164	0,123	5,69	154	0,000	3,64
2	16	0,070	0,164	0,094	5,53	297	0,000	3,36

Tabela 2. Test *t*-Studenta dla stężeń N-NH₄ o wartościach najmniej istotnych**Table 2.** Student *t*-test for N-NH₄ concentrations of the least significant values

Pary przekrojów hydrometrycznych Pairs of hydrometric cross-sections		Średnie stężenie Mean concentration		Różnica średnich stężeń Difference of mean concentrations	Test <i>t</i> -Studenta Student <i>t</i> -test	Liczba stopni swobody d.f.	Prawdopodobieństwo przypadkowości korelacji Probability of the randomness of correlation %	$ W_A - W_B $
grupa 1 group 1	grupa 2 group 2	grupa 1 group 1	grupa 2 group 2					
7	15	0,039	0,042	0,003	0,21	68	83,42	1,76
2	4	0,070	0,071	0,002	0,21	464	83,73	0,20
7	13	0,039	0,042	0,002	0,20	69	84,56	0,73
9	12	0,041	0,043	0,003	0,19	130	84,63	0,01
5	11	0,059	0,062	0,003	0,19	244	85,33	1,37

