

Model wymiany pierwiastków chemicznych w ekosystemach wodnych

Wydawało się, że wykaz kryteriów oceny trafności i wyboru prób lokalizacji stanowisk poboru wody został wyczerpany. Tymczasem gwałtowny rozwój różnych gałęzi przemysłu wraz z towarzyszącą jej problematyką emisji metali i ich migracji w biosferze skomplikował dotychczasowy stan rzeczy. Obecnie zachodzi konieczność zapewnienia standardów środowiska przyrodniczego zgodnych z obowiązującymi w tym zakresie dopuszczalnymi stężeniami poszczególnych pierwiastków, w aspekcie możliwości wyczerpania tzw. pojemności chemologicznej danego ekosystemu. Dotychczasowe prace naukowe z dziedziny chemekologii w poważnym zakresie prowadzą do uzyskania informacji dotyczących następujących zagadnień:

- 1) ustalenie granicy zmian współczynnika kumulacji pierwiastków w głównych elementach środowiska wodnego w zależności od zmiany różnych czynników, np.: zmian poziomu wody, ładunku metali obciążającego dany ekosystem wodny i jego zmian w czasie itd., temperatury wody, stopnia wzbudzenia zbiornika,
- 2) ustalenie „parametrów krytycznych”,
- 3) określenie sposobu wpływu wielu czynników na zmianę zawartości metali w wodach (stan wody, właściwości kumulacyjne osadu dennego, stopień wzbudzenia, rozkład prądów w zbiorniku itd.),
- 4) migracja i dyskryminacja poszczególnych metali uznanych za krytyczne np. Pb, Cr,
- 5) określenie zmian występowania metali w ekosystemie wodnym (osad denny, perifiton, zawiesina, woda).

Badania te pozwalają ustalić: istnienie naturalnych procesów eliminujących pierwiastki częściowo lub całkowicie z obiegu materii, obszary, np. zbiornika, gdzie zachodzą one w stopniu uzasadniającym uwzględnienie lub wykorzystanie w inżynierii sanitarnej. Takim praktycznym problemem w inżynierii sanitarnej jest na przykład zagadnienie lokalizacji ujęć wodociągowych, czy ocena stopnia eutrofizacji jeziora.

Jednym z zasadniczych efektów, będących wypadkową różnych procesów fizycznych, chemicznych i biologicznych zachodzących w wodzie jest zdolność do samooczyszczania zbiorników wodnych i rzek. Proces ten jakkolwiek złożony, w głównej mierze zależy od obciążenia odbiornika różnymi związkami metali oraz jego charakterystyki limnologicznej i hydrologicznej.

Teoria modelu

Wielu autorów poszczególnym komponentom biocenozy wodnej przypisuje odpowiedni udział w procesie samooczyszczania,

Autorzy są pracownikami Wydziału Farmaceutycznego Śląskiej Akademii Medycznej w Katowicach, Katedra i Zakład Toksykologii w Sosnowcu

zajmując przy okazji odmienne wręcz przeciwstawne stanowiska. Stale wzrastająca eutrofizacja zbiorników nakazuje wątpić w efektywność procesu biologicznego samooczyszczania. Do opisu przemian w zbiorniku wykorzystuje się dwuskładnikowy model odbiornika: *woda-osad denny* lub dodatkowo, nie zaprzeczając pierwszoplanowej roli osadu dennego, uwzględniając w modelu samooczyszczania również udział fauny i flory.

Najbardziej trafne będzie zatem przyjęcie modelu trójskładnikowego: *woda-osad denny-biomasa*. Dla prostoty przyjmujemy, że są to komponenty równocenne i reakcje wymiany między nimi są reakcjami I rzędu. Oznacza to, że szybkość zmiany procesu sorpcji, wymiany w danym komponentcie jest proporcjonalna do zawartości pierwiastka w jego wymiennej formie. Już wcześniej przeprowadzone badania Kwapulińskiego [1–4] wskazują na konieczność przyjęcia modelu trójskładnikowego. Wymiana poszczególnych radioizotopów i pierwiastków między tymi składnikami będzie uwarunkowana w pierwszej kolejności rodzajem pierwiastka: biotopy, pedotropy, ekwitropy i hydrotropy. Dotyczy to zarówno ilości wybranych pierwiastków – A, B, C i szybkości wymiany - a_i między danymi komponentami (osad denny, woda, flora). Szybkość wymiany danego pierwiastka może być modyfikowana warunkami limnologicznymi i hydrologicznymi. Zatem miarą prawdziwej szybkości wymiany związków poszczególnych pierwiastków w danym układzie komponentów będzie iloczyn szybkości wymiany w warunkach laboratoryjnych i wspomnianego współczynnika charakteryzującego wpływ czynników środowiskowych na wymianę danego pierwiastka. Dlatego wprowadzono jeszcze współczynnik K_i .

Schemat kierunków wymiany przedstawiono na rysunku 1. Suma szybkości wymiany ilości pierwiastków w kierunkach zewnętrznych dla danego komponentu równa się 1, a mianowicie:

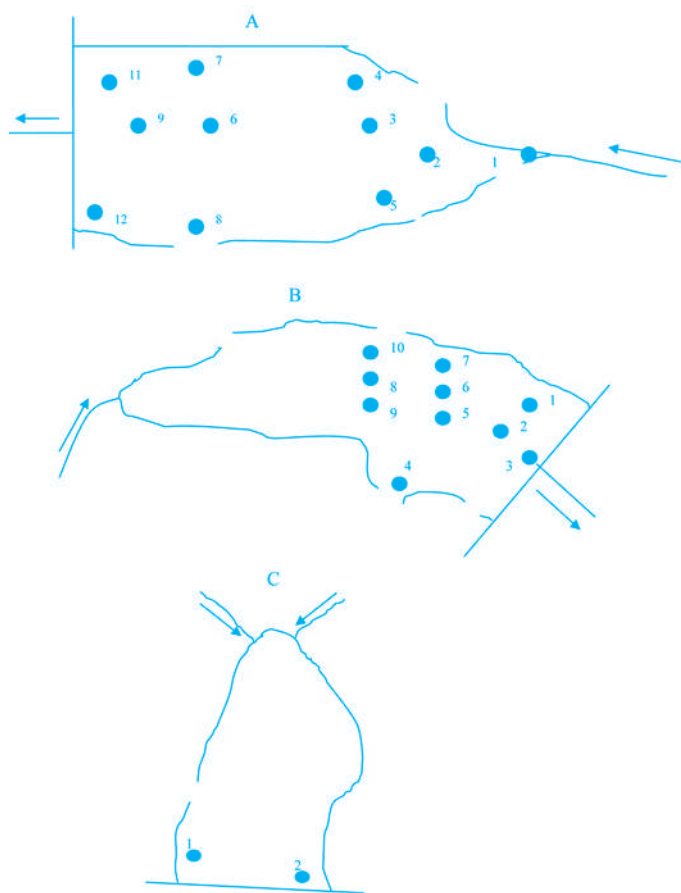
$$\begin{aligned} - \text{woda} & \quad a_1 + a_2 + a_3 = 1 \quad (1), \\ - \text{biomasa} & \quad b_1 + b_2 + b_3 = 1 \quad (2), \\ - \text{osad denny} & \quad c_1 + c_2 + c_3 = 1 \quad (3). \end{aligned}$$

Z analizy przedstawionego schematu wymiany związków chemicznych wybranych pierwiastków między komponentami wynikają następujące równania różniczkowe, opisujące dynamikę rozmieszczenia wybranych pierwiastków:

$$\frac{dx}{dt} = b_1 k_2 y + c_2 k_3 z - k_1 x (a_1 + a_2 + a_3) \quad (4)$$

$$\frac{dx}{dt} = c_1 k_3 z + a_2 k_1 x - k_2 y (b_1 + b_2 + b_3) \quad (5)$$

$$\frac{dx}{dt} = a_1 k_1 y + b_2 k_2 y - k_3 z (c_1 + c_2 + c_3) \quad (6)$$



Rys. 1. Rozmieszczenie punktów poboru wody w przekroju głębokości, osadu dennego i peryfitonu w zbiornikach: A – zbiornik 1 - Kozłowa Góra, B – zbiornik 2 - Goczałkowice, C – zbiornik 3 - Wapienica

Rozwiązując powyższy układ równań otrzymamy wyrażenie opisujące wymianę pierwiastków między trzema głównymi składnikami ekosystemu wodnego:

$$x = \frac{b_1 k_2 y + c_2 k_3 z}{\lambda + k_1} \quad (7),$$

$$y = \frac{a_2 k_1 x + c_1 k_3 z}{\lambda + k_2} \quad (8),$$

$$z = \frac{a_1 k_1 x + b_2 k_2 y}{\lambda + k_3} \quad (9),$$

gdzie:

$$\lambda = \sqrt[3]{\frac{z}{2} - \sqrt{\Delta}} + \sqrt{\frac{z}{2} + \sqrt{\Delta}} - \frac{k_1 + k_2 + k_3}{3} \quad (10),$$

$$\Delta = \left[\frac{m - \frac{1}{3}(k_1 + k_2 + k_3)^3}{3} \right] + \left[\frac{\frac{2}{27}(k_1 + k_2 + k_3)^3 - \frac{1}{3}(k_1 + k_2 + k_3)m + k_1 k_2 k_3 n}{2} \right] \quad (11)$$

$$m = k_1 k_3 (a_1 c_2 - 1) + k_1 k_2 (a_2 b_1 - 1) + k_2 k_3 (c_1 b_2 - 1) \quad (12),$$

$$n = 1 - a_1 b_1 c_1 - a_2 b_2 c_2 - a_1 c_2 - a_2 b_1 - c_1 b_2 \quad (13).$$

Interpretacja modelu

Uzyskane wyrażenia informują o rozmieszczeniu wybranych pierwiastków chemicznych między poszczególnymi komponentami w zbiorniku. Rozmieszczenie ich jest funkcją współczynników szybkości wymiany i parametrów charakteryzujących warunki panujące na zbiorniku. Konkretnie, zawartość wybranych pierwiastków w wodzie zależy od współczynników charakteryzujących rzeczywistą szybkość wymiany substancji z biomasy i osadu dennego do wody. Aktywność biomasy jest uwarunkowana rzeczywistą szybkością wymiany substancji z wody i osadu dennego do biomasy. Zanieczyszczenie osadu dennego determinują rzeczywiste współczynniki szybkości wymiany związków metali w wodzie i biomasy do osadu dennego.

W powyższych zdaniach silny nacisk kładziemy na wyrażenie „rzeczywisty współczynnik szybkości wymiany”, bowiem miarą jego jest iloczyn szybkości wymiany i współczynnika modyfikującego charakterystycznego dla danego komponentu w danych warunkach. Pod tym zwrotem rozumiemy odrębnie proces pobierania substancji chemicznych i proces oddawania ich przez dany komponent. Oczywiście im współczynnik szybkości pobierania w porównaniu ze współczynnikiem szybkości oddawania jest większy tym większa jest ilość poszczególnych substancji chemicznych nagromadzonych przez dany komponent.

Zatem aby wykorzystać otrzymane rozwiązania, proponowanego modelu matematycznego wymiany zawartości wybranych pierwiastków, należy wyznaczyć laboratoryjnie współczynniki szybkości wymiany a_{1j} , b_{1j} , c_{1j} , dla kilku stopni wzburzenia zbiornika. Odnośnik „1” określa rodzaj pierwiastka, a odnośnik „j” oznacza kierunek wymiany. Litera a , b , c , określają komponent. W drugiej kolejności należy ustalić współczynniki K_j , które modyfikują uzyskane w sposób laboratoryjny współczynniki a_{1j} , b_{1j} , c_{1j} .

Praktycznie są jeszcze możliwe w pierwszym okresie zanieczyszczeń wahania tych wartości, w związku z zachwianiem równowagi jonowej w środowisku. Współczynnik K_j można ustalić pobierając równocześnie próbki wody, biomasy i osadu dennego podczas braku wzburzenia zbiornika: małym, średnim i dużym wzburzeniu w ciągu dłuższego okresu.

Wyznaczone wartości mają zasięg regionalny, decyduje o tym troficzność jeziora. Ten fakt bardzo dobrze ilustrują wyniki dotyczące jezior eutroficznych i dystroficznych, krańcowo różniące się pod względem troficzności. Ilość zgromadzonego ^{90}Sr w osadzie dennym i planktonie jest zdecydowanie wyższa w jeziorach dystroficznych w porównaniu do eutroficznych [1]. W razie dużej podatności zbiornika na działanie wiatru należy zebrać większą ilość materiału doświadczalnego, obejmujący cykl 1-2 letnich badań.

Planując badania nad wyznaczeniem współczynnika K_j należy uwzględnić również fakt występowania epilimnionu i hypolimnionu w wyniku letniego nagrzewania się wód w jeziorach. Warstwy te rozdziela tzw. termoklina – przeskok cieplny.

Istnieją jeszcze jeziora o pełnej misji (epilimniczne lub polimiktyczne), gdzie następuje stałe uzupełnianie strefy trofalitycznej kosztem strefy trofogenicznej.

Odmienne wartości K_j opisują jeziora meromiktyczne, w pełni niecyrkulujące. Pozostaje jeszcze rozpatrzyć jeziora głębsze, gdzie letnie działanie wiatru nie obejmuje głębiej leżących warstw wody. Jeziora takie zwane holomiktyczne mają w lecie zimny, niezależny hypolimnion.

Podsumowując powyższe uwagi widzimy jak różnorodne warunki limnologiczne mogą rzutować na wyznaczenie współczynników K_j dla poszczególnych typów jezior i poszczególnych warstw wody. W tym zakresie w celu uzyskania przybliżonego obrazu zmian model trójskładnikowy może zostać zastąpiony modelem dwuskładnikowym. Za przyjęciem modelu dwuskładnikowego przemawia również specyfika rozmieszczenia niektórych radioizotopów zbiorniku. Przykładowo dla ^{90}Sr rozdział jego między wodę, osad denny i biomasę jest następujący: $\approx 10\%$, $\approx 90\%$, $\approx < 1\%$ - (tab.1).

Tab. 1. Zestawienie współczynników wymiany.

Radioizotop	$a_i K_i$, doba ⁻¹
^{90}Sr	0,006
^{90}Sr	0,004
^{137}Cs	6,7
^{106}Ru	5,7
^{60}Co	0,86

Zastosowanie wybranej koncepcji modelu

Zatem w oparciu o charakterystykę limnologiczną zbiornika i badania kumulacji i migracji można rozwiązać zagadnienie prognozowania zmian zanieczyszczenia substancjami chemicznymi w danym zbiorniku, choćby jako pewne przybliżenie w oparciu o model dwuskładnikowy.

Dla układu woda-osad denny przy założeniu jednorazowego skażenia zbiornika substancjami chemicznymi w ilości D możemy podać następujące końcowe wyrażenia na zmienną w czasie ilość tych substancji w wodzie - x i w osadzie dennym - z i biomasie - y .

$$x(t) = D \frac{c_2 K_3}{a_1 K_1 + c_2 K_3} \left[1 + \frac{a_1 K_1}{c_2 K_2} e^{-(a_1 K_1 + c_2 K_3)t} \right] \quad (14)$$

$$z(t) = D \frac{a_1 K_1}{a_1 K_1 + c_2 K_2} \left[1 - e^{-(a_1 K_1 + c_2 K_3)t} \right] \quad (15)$$

Dla układu woda - biomasa możemy napisać następującą parę wyrażeń:

$$x(t) = D \frac{b_1 K_2}{a_1 K_1 + b_1 K_2} \left[1 + \frac{a_1 K_1}{b_2 K_2} e^{-(a_1 K_1 + b_1 K_2)t} \right] \quad (16)$$

$$y(t) = D \frac{a_1 K_1}{a_1 K_1 + b_1 K_2} \left[1 - e^{-(a_1 K_1 + b_1 K_2)t} \right] \quad (17)$$

Możliwe są wówczas następujące przypadki:

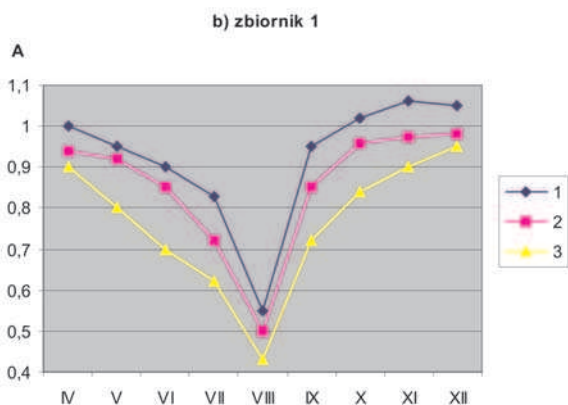
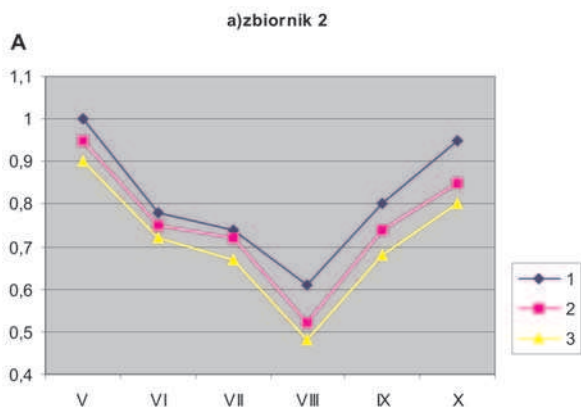
- 1) kiedy $a_1 K_1 = c_2 K_3$ to $x = z = \frac{D}{2}$ lub $x = y = \frac{D}{2}$ (18),
- 2) kiedy $a_1 K_1 > c_2 K_3$ to $x = 0$, $z = D$ lub $x = 0$, $y = D$ (19),
- 3) kiedy $a_1 K_1 < c_2 K_3$ to $x = D$, $z = 0$ lub $x = D$, $y = 0$ (20).

W ten sposób widzimy po raz drugi, że współczynniki szybkości wymiany określają dynamikę rozmieszczenia substancji chemicznych w zbiorniku czyli dają pełną informację o wielkości wtórnych skażeń, a stosunki współczynników dotyczących danych komponentów determinują ilość kumulowanych substancji w danym komponentcie zbiornika, będącego w stanie dynamicznej równowagi. O wielkości ich informują dane uzyskane na podstawie badań pilotowych, zestawionych w tabeli 1 i na rysunku 1.

Pierwszym bardzo ważnym, w aspekcie chemoekologicznym zagadnieniem, bezpośrednio dotyczącym omawianego problemu jest kumulacja pierwiastków przez jego poszczególne komponenty. Powszechnie wiadomo, że organizmy wodne mają duże zdolności kumulowania różnych pierwiastków o podobnych właściwościach chemicznych. Zachodzące procesy prowadzą do pobierania, a często do gromadzenia pierwiastków w organizmach wodnych, zwierzęcych i roślinnych, co rzutuje na rozmieszczenie i na przenoszenie metali. Badaniami nad przebiegiem kumulacji objęto następujące komponenty środowiska wodnego: peryfiton, plankton, fitoplankton, zooplankton, osad denny, bentos i roślinność wyższą. Zjawisko to opisuje współczynnik kumulacji, który równa się ilorazowi sumy wybranych zawartości metali w danym komponentcie i wodzie.

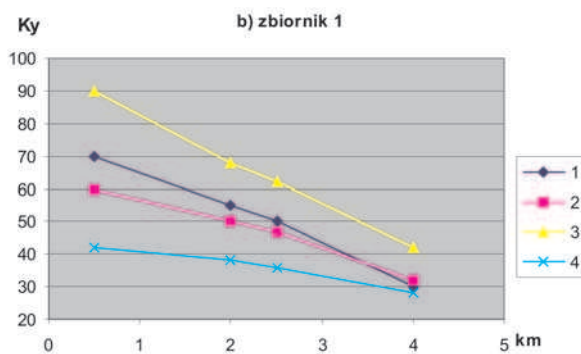
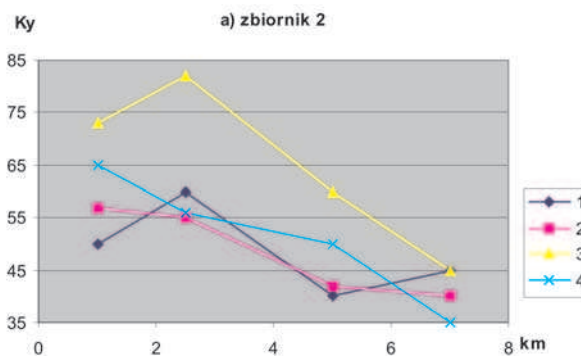
Na ogół najmniejszą kumulację pierwiastków obserwowano w lipcu i sierpniu (rys. 2, 3). Obniżenie się poziomu kumulacji substancji chemicznych przez osad denny przypisuje się turbulencyjnym ruchom wody o wyższej temperaturze pod wpływem wiejących wiatrów, sprzyjających procesom wymiany między osadem dennym a wodą. Kumulowane pierwiastki w razie zmiany właściwości wody, np.: odczynu lub potencjału redukcyjno-utleniającego, mogą być przyczyną wtórnych skażeń wody. W miarę zbliżania się do zapory zakres współczynnika kumulacji, np. metali w osadzie dennym, był większy i przybierał wyższe wartości w porównaniu do próbek z górnej części zbiornika. Tłumaczy się to rodzajem osadu dennego, zawartością substancji organicznych, właściwościami sorpcyjnymi oraz warunkami sedymentacyjnymi. Wpływ tych czynników będzie szerzej omówiony w dalszej części pracy, warto tu jednak podać, że piaszczyste osady denne z uwagi na mniejsze własności sorpcyjne odznaczają się mniejszymi współczynnikami kumulacji niż koloidalne czarne osady spotykane w głębokiej części zbiornika 1. Na dużą rolę rodzaju osadu dennego wskazują wyniki charakteryzujące punkt 8 na rysunku 1. Mimo, że punkt ten leży bliżej zapory, to jednak dno, będące ławicą piaszkową schodzącą od brzegu do jeziora, ma zdolność kumulowania metali podobną jak piaszczyste próbki w punktach 3, 4, 5. Najkorzystniejsze warunki dla przebiegu kumulacji można znaleźć w odległości 500-1000 m od zapory. Zależność współczynnika kumulacji osadu dennego od odległości od zapory przedstawiają rysunki 4 i 5.

W ramach obserwowanego kierunku zmiany średniego współczynnika kumulacji metali w zbiornikach można wyróżnić obszar najniższej, pośredniej i najwyższej kumulacji. Podział całego zbiornika na 3 obszary o różnym stopniu skażenia potwierdzają dane dotyczące peryfitonu. Peryfiton znad najbardziej intoksykowanych metalami obszarów dna zbiornika charakteryzuje współczynnik kumulacji o rząd niższy w porównaniu do obszarów o mniejszym zanieczyszczeniu położonych w górnej części zbiornika. W porównaniu do osadu dennego

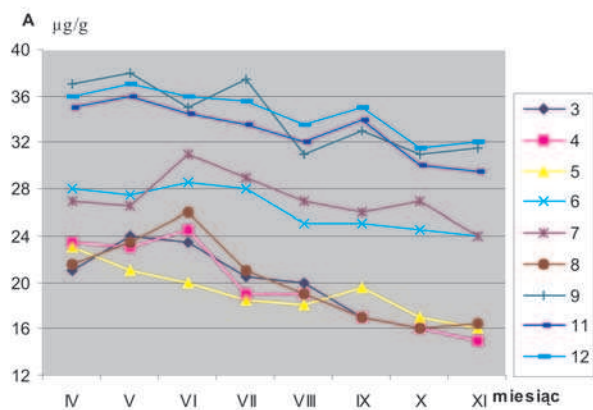


Rys. 2. Względna zmiana współczynnika kumulacji metali w osadzie dennym w zbiornikach

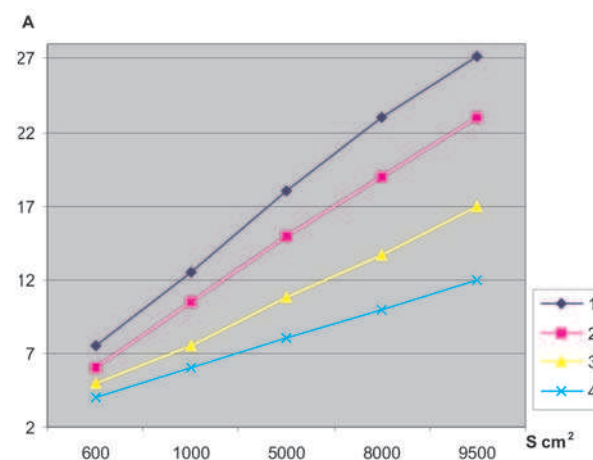
1 - dolna część zbiornika, 2 - środkowa część zbiornika, 3 - górna część zbiornika



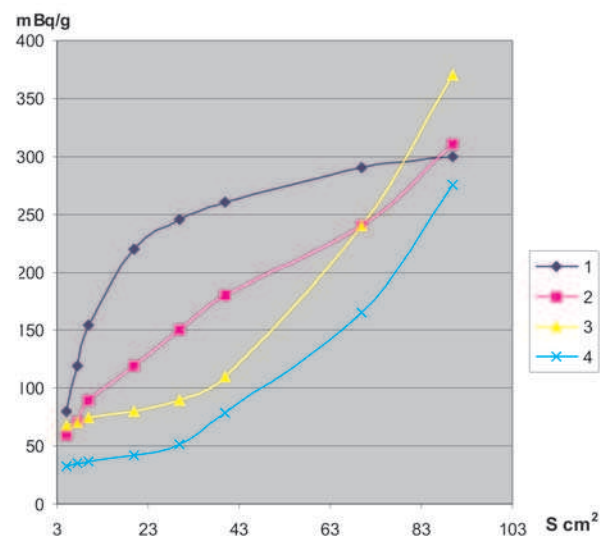
Rys. 3. Zależność współczynnika kumulacji metali w osadzie dennym K_y od odległości od zapory



Rys. 4. Zmiana sumy metali w osadzie dennym w poszczególnych punktach zbiornika w ciągu roku



Rys. 5. Zmiana sumy zawartości metali w poszczególnych frakcjach osadu dennego w funkcji ich powierzchni całkowitej dla różnych stopni wzburzenia zbiornika 2: 1 - cisza, 2 - małe, 3 - średnie, 4 - duże wzburzenie.



Rys. 6. Własności sorpcyjne ^{90}Sr i ^{137}Cs poszczególnych frakcji osadu dennego: 1 i 2 - zbiornik 1, 3 i 4 - zbiornik 2

peryfiton odznacza się większą zdolnością kumulowania metali – rzędu 10^4 - 10^5 . Charakterystyczne są wyższe wartości tego współczynnika dla próbek pobranych z warstwy powierzchniowej w porównaniu z peryfitonem w warstwie przydennej. Rząd oraz zakres zmian współczynnika kumulacji planktonu i fitoplanktonu, zooplanktonu i bentosu były podobne.

Duże zdolności kumulowania metali w poszczególnych układach mają decydujące znaczenie dla procesu samooczyszczania się wody i stanowią pewną rękojmię w okresie wzrostu skażenia metalami biosfery. W obszarze zbiornika położonym w pobliżu zapory należy spodziewać się najmniejszych skażeń wody metalami z uwagi na duże własności kumulacyjne i związaną z tym pojemność chemoekologiczną. Wymiana poszczególnych metali między badanymi układami będzie zależeć przede wszystkim od rodzaju pierwiastka i radioizotopu (biotopy, pedotropy, ekwitropy, hydrotropy), a potem od ich ilości i szybkości wymiany, która może być modyfikowana warunkami limnologicznymi i hydrologicznymi w danym zbiorniku w wyniku letniego nagrzewania się wód w jeziorach epilimnionu i hypolimnionu. Warstwy te rozdziela tzw. termoklina – przeskok cieplny. W wyniku ruchów wody powodowanych przez wiatr epilimnion ulega mieszaniu, powtarzającemu się przy każdym nasileniu wiatru. Z wodami górnymi dolne są mieszane tylko dwa razy lub nawet tylko raz w roku.

Mając na uwadze duże własności kumulowania metali przez osad denny, można uważać, że najkorzystniejsze właściwości chemiczne będzie miała woda w hypolimnionie. Stąd przykładowo, jako zbiorniki zaopatrzenia ludności w wodę, najbardziej nadają się jeziora holomiktyczne, które latem mają niezależny zimny hypolimnion.

W aspekcie tych modelowych i eksperymentalnych informacji najbardziej wskazane jest wykorzystanie źródła ujęć zaopatrzenia ludności, jezior o pełnej misji (epilimniczne lub polimiktyczne), gdzie następuje stałe uzupełnianie strefy trofalitycznej kosztem strefy trofogenicznej. Cyrkulacyjne ruchy wody w takich zbiornikach umożliwiają znoszenie planktonu i innych drobnych cząstek materii z obszarów płytszych w kierunku głębin. Na

skutek tego na dnie zbiornika odkładają się coraz to nowsze partie obumierającego planktonu z zaadsorbowanymi metalami.

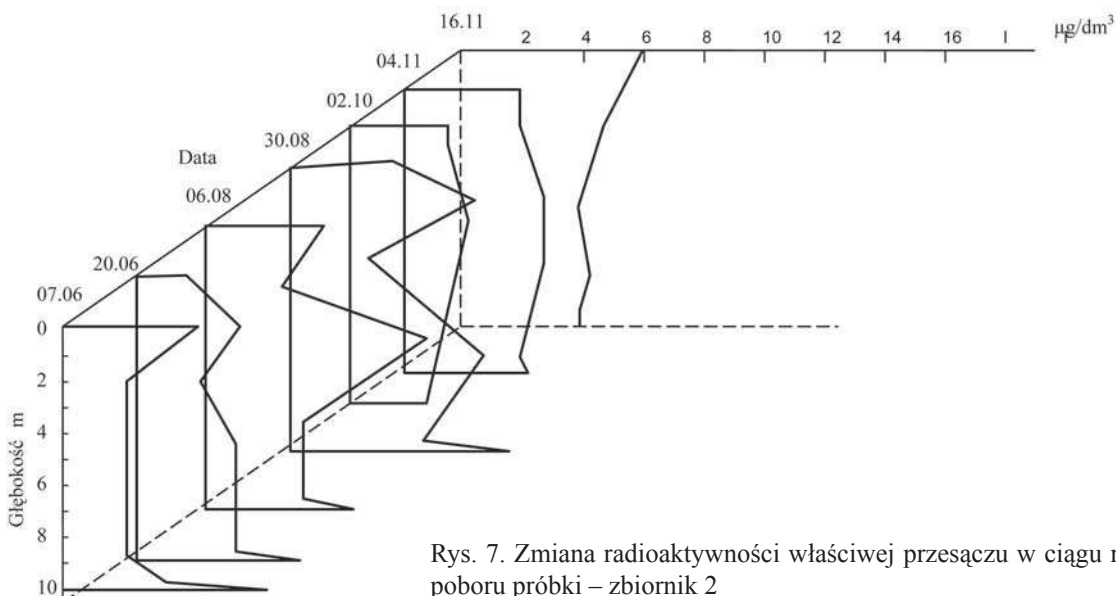
Część związków niektórych metali ulega stałemu wymywaniu, zwiększając na powrót ich wysokie stężenie w wodzie, a pozostałe zmineralizowane części z czasem wytworzą warstwę, wyróżniającą się zawartością metali. Wcześniejsze badania pozwoliły ustalić istnienie takich warstw w zbiornikach 1 i 2 na rysunku 1. Oprócz tego rezultatem istniejących prądów wody w omawianych zbiornikach jest wzrost sumy zawartości metali w osadzie dennym w miarę zbliżania się do zapory.

Na ogół największą zawartością metali odznaczają się frakcje osadu dennego o najmniejszej granulacji. Cząstki te w głównej mierze będą decydować o wtórnym skażeniu wody, nie tylko ze względu na ich dużo wyższą aktywność, lecz także dlatego, że jako cząstki o mniejszym ciężarze właściwym będą dłużej zawieszane w wodzie. Największymi własnościami sorpcyjnymi i adsorpcyjnymi odznaczają się cząstki o najbardziej rozwiniętej powierzchni (rys. 6).

Konsekwencją tego jest obserwowany wzrost zmiany zawartości różnych metali ze wzrostem powierzchni całkowitej próbki o danej masie. W razie zbiorników o pełnej misji, wtórne skażenie wody metalami będzie pochodzić od cząstek o dużej powierzchni całkowitej.

W miarę zwiększania się wzburzenia aktywność właściwa poszczególnych frakcji maleje (rys. 7). Miarą wpływu wzburzenia jest kąt nachylenia prostych.

Przedstawione rysunki odzwierciedlają konkretne warunki panujące w zbiornikach. Suma zawartości metali w zawieszinie pozostaje w ścisłej zależności od punktu poboru. Największymi sumami zawartości Pb, Cd, Cr i Ni odznaczała się zawieszina nad dnem w miejscach o ich największej zawartości w osadzie dennym. Na pozostałym obszarze z odpowiednio niższymi zawartościami, współczynnik kumulacji układu *zawieszina-przesącz* jest rzędu 10^4 - 10^6 , czyli na zbiornikach podatnych na wpływ wiatru i łatwo ulegających wzburzeniu powinno się budować ujęcia w obrębie dna, które charakteryzowało się najmniejszym współczynnikiem kumulacji (górną część zbiornika).



Rys. 7. Zmiana radioaktywności właściwej przesączu w ciągu roku w funkcji głębokości poboru próbki – zbiornik 2

Obserwowane w warunkach naturalnych rozmieszczenie wielu pierwiastków w tym metali, w osadzie dennym potwierdziły eksperymenty laboratoryjne (rys. 7). Dla wyjaśnienia należy dodać, że czas kontaktu poszczególnych frakcji z wodą celowo laboratoryjnie skażoną ^{137}Cs i ^{90}Sr wynosił 1 h. Okazuje się, że czas potrzebny do ustalenia równowagi między wodą a osadem dennym jest różny dla poszczególnych metali, przynajmniej można przyjąć, że proces nasycenia się osadu większością metali wynosi 2 h, w tym czasie zachodzi pierwszy etap procesu samooczyszczania się wody w zbiorniku.

Skoro biocenoza i martwe środowisko nieustannie oddziałują na siebie, należy spodziewać się mniej lub bardziej stabilnego rozmieszczenia w wodzie pierwiastków w przekroju pionowym zbiornika. Na ogół obserwowano stratyfikację sumy zawartości metali w wodzie. Na wszystkich rysunkach wykresy obrazujące zmiany sumy zawartości pierwiastków śladowych wody z głębokością poboru próbek w ciągu roku przybierają charakterystyczny kształt tzw. „stopki”, jako wynik procesu wymiany między dnem a wodą.

Różnice w wymianie mogą być tym większe, im płytszy jest zbiornik i im grubsza warstwa osadu dennego zalega jego dno.

c.d. ze str. 2

Francis Fukuyama's argumentation shows many convergences with Habermas' thesis. Ecological crisis is for him a sign of dehumanization and artificiality of a man's strivings. Biotechnology deepens this gap, dehumanizing our world, pulling people away from a natural context of their existence. Both standpoints are yet linked by a belief that genetic modifications will not only change the entire natural environment, but also a human nature. Habermas calls it a forethought principle and points out that thanks to it cautious mankind have evaded a number of crises, and even self-destruction.

Wojciech Radecki: **Polish Forestry Law Part VIII. Crimes and petty offences against the natural environment.** Part VIII of the series devoted to the topic of forestry law presents an analysis of legal regulations concerning crimes and petty offences committed against the natural environment and included in the criminal code and in the Environmental Protection Act. This issue is of high importance to the forestry law since committing such a crime or petty offence in a forest under natural protection usually leads to a coincidence of these regulations with regulations on forestry crimes and petty offences.

Sławomira Hajduk: **Environmental documentation in the spatial planning system.** Sustainable development should constitute the foundation for actions addressing land use for specific purposes and defining the principles for its management. This statement is related to the Environmental Protection Act and the Spatial Planning Act. Such a strong exposition of the sustainable development issue implicates the necessity of a close linking of spatial planning with the protection of the natural environment.

Environmental studies should accompany development of spatial planning documentation on different levels of spatial management of the country. This requirement is expressed in legal regulations concerning environmental protection and spatial planning.

The most important studies concerning environmental protection that are attached to the documentation of spatial planning systems in Poland include:

- ecophysiological studies,
- prognosis of environmental impact assessment of the plans
- environmental impact assessment report for investments that may have a meaningful effect on the environment
- decision on the environmental conditions for the investment realisation permit

The developed documentation related to the environmental protection plays an important role in spatial planning in Poland

Amendment of the Environmental Protection Act has introduced the obligation of conducting the procedure of environmental impact assessment in relation to the Nature 2000 sites.

The obligation of developing prognosis documents concerning transformations of the natural environment that accompany the spatial planning documentation contributes to strengthening the importance of spatial planning as means of preventing further degradation of the environment.

Wpływ ma również rodzaj osadu dennego, udział procentowy frakcji o największym stopniu rozdrobnienia w danej próbce osadu dennego oraz stopień wzburzenia zbiornika w poszczególnych okresach. Charakterystyczna dla płytkich zbiorników limnicznych jest ta sama średnia statystyczna stężenia ^{90}Sr oraz samych metali w warstwie przydennej. Zatem na ogół najkorzystniejsze parametry chemiczne ze względu na zawartość metali w wodzie będą występować na głębokości 3 m nad dnem zbiornika.

LITERATURA

- [1] Kwapuliński J., Buszmen A., Kwapulińska G.: A model of the cumulation of ^{137}Cs in the carp (*Cyprinus carpio* L.). *Acta Hydrobiol.* 2, 183-192, 1976
- [2] Kwapuliński J., Majchrzyk H., Kalita T., i in. Dynamika zmian zawartości ^{137}Cs w osadzie dennym w limnicznym zbiorniku zaporowym Goczałkowice. *Gaz, woda i technika sanitarna.* 8-9, 183-185, 1986
- [3] Kwapuliński J., Poloczec D.: Zmiany występowania ^{137}Cs w wodach powierzchniowych na wybranych terenach południowej Polski. *Chemica morza* 5, 214-226, 1984
- [4] Kwapuliński J., Wiechula D., Sarosiek J.: The accumulation of ^{137}Cs and ^{226}Ra by aquatic plants in the Goczałkowice Reservoir (Southern Poland) and growing in the shade. *Acta Hydrobiol.* 1-2, 131-137, 1990

A continuous improvement of the environmental documentation is needed since it may serve as an environmental protection tool useful for the local governments. The rules for appointing experts who develop reports and prognosis documents concerning environmental impact assessments need to be determined.

Klaudia Wójtowicz: **Civil society as a picture of sustainable development realization.** The article presents the development of a civil society in alternative development concepts: the globalization process and sustainable development alongside with indicating some basic features that distinguish it. It also presents the principles of a civil society functioning and its meaning for the realization of a local economy development.

Ewa Mazur-Wierzbicka: **Impact of the environmental management system on the tangible and ecological effects accomplished by enterprises.** In the age of apparent ecologisation of economy, enterprises increasingly undertake voluntary pro-ecological actions, for example by implementing environment management system (EMS) based on the norm ISO 14001. The environment management system based on the norm ISO 14001 ought to be treated as an instrument, which should be of advantage both to environment and the enterprise itself. Realisation of laid out targets contained in the environmental policy requires larger or smaller financial expenditures to be incurred. The assessment performed EMS from the point of view of ecological results and real effects shows that owing to operating EMS an enterprise receives a number of direct and indirect benefits.

Jerzy Kwapuliński, Barbara Brodziak, Robert Rochel, Magdalena Szilman, Janusz Mirosławski, Ewa Kosterska, Barbara Halejak: **Model of exchange elements in water ecosystems.** In this paper mainly purpose of model of exchange methods in system: *bottom – water – plants*. The things of solution this model for different condition of speed exchange and given hydrobiological characters of reservoir.

Anna Rejman: **Bioindication and the impact of wastewater from textile industry on living organisms.** Key words: textile industry, sludge, contaminants, bioindication. A characteristic of wastewater from textile industry along with its impact on living organisms have been presented. The level and type of wastewater impact on the plants have been shown based on chemical analyses of plants and biotests performed at the test sites on the Piława River at Bielawa and Dzierżoniów and a comparative analysis.

Olga Kaszowska: **Impact of underground mining on surface of terrain.** The paper comprises a description of mechanism of underground mining influence on surface of terrain. All forms of environmental changes occurring on areas with such influences were characterised: Surface deformation, changes in water relations and mining tremors. Factors were enumerated conditioning possibilities of damages occurrence and determining their range. Effects of influence of mining activities were also presented for elements of surface development, and in particular for buildings. The possibilities of minimisation of adverse influence of mining through applying mining prevention and building prevention were also characterised.