

Badania toksykologiczne dla kontroli jakości wód

Zofia Kańska

Maria Łebkowska

Instytut Systemów Inżynierii Środowiska
Politechnika Warszawska

1. Wstęp

W ostatnich latach na świecie nastąpił znaczny rozwój toksykologii środowiskowej, na co wskazuje istnienie wielu instytucji i placówek naukowych, prowadzących badania w tym zakresie. Do najbardziej znaczących zaliczyć można: ASTM (*American Society for Testing and Materials*), USEPA (*United States Environmental Protection Agency*), OECD (*Organization for Economic Development and Cooperation*), FAO (*Food and Agriculture Organization of the United Nations*), ISO (*International Standard Organization*), *Laboratory for Biological Research in Aquatic Pollution* przy Uniwersytecie Gent (Belgia), *Department of Animal and Plant Sciences* przy Uniwersytecie w Sheffield (Anglia), *Institut für Ökologie (Aquatische Ökotoxikologie)* w Berlinie (Niemcy), *National Water Research Institut* w Ontario (Kanada).

Instytucje te określają i zalecają metodyki badawcze wraz z opracowaniem statystycznym wyników, a także ustalają kryteria oceny szkodliwości związków chemicznych w stosunku do organizmów bytujących w środowisku. Działania te związane są z wprowadzeniem „biomonitoringu”, dla którego kontrola zanieczyszczeń na podstawie badań chemicznych stała się narzędziem pomocniczym.

Biomonitoring (biomonitorowanie), w ogólnym ujęciu polega na biologicznych badaniach toksykologicznych, na podstawie których ocenia się szkodliwy wpływ zanieczyszczeń na funkcjonowanie ekosystemów.

W kraju zainteresowanie badaniami toksykologicznymi dla potrzeb ochrony środowiska wyrazili uczestnicy Ogólnopolskiego Sympozjum Naukowego pt. „Biotechnologia środowiskowa”, które odbyło się w 1991 r. w Rudach Raciborskich. Uczestnicy postulowali przede wszystkim:

— wprowadzenie ustawowego obowiązku badania toksyczności i podatności na biologiczny rozkład wszystkich substancji chemicznych zagrażających środowisku przyrodniczemu;

— opracowanie banku (katalogu) substancji zanieczyszczających środowisko wraz z opisem ich właściwości;

— wprowadzenie obowiązku posiadania zezwolenia na import, produkcję, składowanie i odprowadzanie do środowiska szkodliwych substancji chemicznych;

— prowadzenie (finansowanie) badań w zakresie metod pomiaru toksyczności i biodegradacji substancji chemicznych (1).

Z dostępnych informacji wynika, że nie podjęto dotychczas stosownych działań mających na celu realizację wymienionych postulatów. Jest to tylko przykład ilustrujący jak dalece sięgają różnice dzielące nas od krajów, w których ochrona środowiska wchodzi w zakres pierwszoplanowych zadań.

Dane z piśmiennictwa wskazują, że biomonitorowanie zajmuje obecnie przodujące miejsce wśród metod dotyczących oceny stopnia skażenia środowiska. Jego podstawą jest analiza testowa, w zakres której wchodzi testy ostre oraz chroniczne przeprowadzane w laboratoriach, badania w modelowych układach ekosystemu, a także w warunkach polowych. Na uwagę zasługuje stosowanie czułych metod semichronicznych oraz systemów ostrzegania przed dopływem zanieczyszczeń do wód powierzchniowych.

Informacje uzyskane z biomonitorowania gromadzone są w bankach danych i jakkolwiek ilość ich znacznie wzrasta, to jednak ok. 90% związków chemicznych nie jest znane pod względem ich szkodliwości dla organizmów wodnych (2).

Na podstawie testów toksykologicznych dokonywana jest ocena zagrożenia dla badanych populacji w zakresie śmiertelności, wzrostu, reprodukcji i zaburzeń w innych procesach fizjologicznych. Ocena ta obejmuje określenie stężeń związków chemicznych spodziewanych w wodzie odbiornika (PEC — *predicted environmental concentration*) oraz stężeń tych związków, które nie wywołują ujemnych skutków dla biocenoz (NOEC — *no observed effect concentration*). Daje to podstawę do wyznaczania wartości stężeń związków dopuszczalnych do wód, to jest standardów chemicznych jakości wody. Do tego celu przyjmowane są modele matematyczne uwzględniające wyniki testów zawarte w bazie danych toksykologicznych (m.in. stężenia LC-EC₅₀, NOEC), czy wartości wskaźnika QSAR (*quantitative structure-activity relationship*), opisującego zależność ilościową pomiędzy strukturą chemiczną związku a jego „aktywnością” w środowisku. Na podstawie tych modeli, przy zastosowaniu współczynników zwanych bezpieczeństwo lub margines bezpieczeństwa, lub stosowalności względnie ekstrapolacji, ustala się stężenia nieszkodliwe związków chemicznych dla wód powierzchniowych. Współczynniki bezpieczeństwa pozwalają na wykorzystanie stosunkowo nawet małej liczby danych toksykologicznych do określenia dopuszczalnych stężeń związków chemicznych do wód, jednak takie podejście nie może być satysfakcjonujące. Z drugiej zaś strony potrzeba stosowania tych współczynników wynika z faktu, że testowe badania laboratoryjne obejmują tylko niewielką ilość gatunków organizmów występujących w danym ekosystemie. Prowadzenie jednak szerokich badań laboratoryjnych ostrych i chronicznych dla setek tysięcy związków chemicznych i niemal wszystkich przedstawicieli poziomów troficznych ekosystemu jest niemożliwe.

Z rozważań tych wynikają pytania, na które obecnie nie można jeszcze w pełni znaleźć odpowiedzi. Czy stosować ekstrapolację wyników badań testowych uzyskanych dla niewielkiej liczby gatunków dla charakterystyki całego ekosystemu, czy rozwijać standaryzację metod toksykologicznych lub też czy prowadzić badania zarówno w jednym, jak i w drugim zakresie?

Wydaje się, że na to ostatnie pytanie należałoby odpowiedzieć twierdząco.

2. Przegląd metod badawczych

Dobór metod testowych związany jest ściśle z organizmami typowanymi jako czułe wskaźniki reakcji na zanieczyszczenia środowiska, często jednak są to organizmy przypadkowo wybrane. Najczęściej stosowane są bezkręgowce opisane w ok. 75% prac, a następnie ryby — w ok. 20% publikacji.

Analiza danych z piśmiennictwa wskazuje na znaczną różnorodność gatunków organizmów stosowanych w testach toksykologicznych (zestawienie, wg 3,4).

ZESTAWIENIE RODZAJÓW (GATUNKÓW) WODNYCH MIKROORGANIZMÓW, ROŚLIN ORAZ ZWIERZĄT BEZKRĘGOWYCH, NAJCZĘŚCIEJ STOSOWANYCH W BADANIACH TOKSYKOLOGII ŚRODOWISKOWEJ (WG 3,4 — UZUPEŁNIONE)

Bakterie

Bacillus subtilis

Pseudomonas sp.

Pseudomonas fluorescens

Pseudomonas putida

Pseudomonas aeruginosa

Escherichia coli

Lactobacillus casei

Lactobacillus brevis

Spirillum volutans

Salmonella typhimurium

Photobacterium phosphoreum

Aeromonas hydrophila

Citrobacter freundii

Micrococcus sp.

Acinetobacter anitratus

Mieszane populacje bakterii ściekowych i wodnych

Osad czynny

Grzyby

Penicillium digitatum

Botrytis cinerea

Pyrenophora avenae

Pythium ultimum

Candida pseudotropicalis

Candida boidini

Candida albicans

Paecilomyces viridis

Aureobasidium pullulans

Cladosporium cucumerinum

Aspergillus niger

Fusarium culmorum

Głony

Anabaena flos-aquae
Anabaena sp.
Anabaena variabilis
Ankistrodesmus falcatus
Chlorella sp.
Chlorella vulgaris
Cyclotella cryptica

Dunaliella tertiolecta
Navicula pelliculosa
Phaeodactylum tricornutum
Poterioochromonas malhamensis
Scenedesmus acutus
Selenastrum capricornutum
Skelotonema costatum

Pierwotniaki

Tetrahymena pyriformis
Vorticella microstoma

Spirostomum ambiguum
Colpidium campyllum

Pierścienice

Lumbicullus variegatus

Tubifex tubifex

Robaki

Dugeria tigrina
Branchiura sowerbyi

Limnodrilus hoffmeisteri
Stylodrilus heringianus

Skorupiaki

Daphnia magna
Daphnia pulex
Daphnia pulicaria
Daphnia sp.
Ceriodaphnia sp.
Gammarus lacustris
Gammarus pseudolimnaeus
Gammarus fasciatus
Hyalella azteca
Pontoporeia affinis

Hyalella sp.
Mysis relicta
Palaemonetes cummingi
Palaemonetes kadakiensis
Gambarus sp.
Orconectes rusticus
Orconectes sp.
Procambarus sp.
Pacifastacus lenisculus
Asellus aquaticus

Larwy owadów

Pteronarcys dorsata
Pteronarcys californica
Pteronarcys sp.
Hesperoperla lycorias
Hesperoperla pacifica

Ephemerella sp.
Stenonema ithaca
Stenonema sp.
Baetis sp.
Brachycentrus americanus

<i>Isogenus frontalis</i>	<i>Brachycentrus occidentalis</i>
<i>Isogenus sp.</i>	<i>Brachycentrus sp.</i>
<i>Perlesta placida</i>	<i>Clistronia magnifica</i>
<i>Paragnetina media</i>	<i>Hydropsyche bettini</i>
<i>Paragnetina sp.</i>	<i>Hydropsyche bifida</i>
<i>Phasganophora capitata</i>	<i>Hydropsyche sp.</i>
<i>Phasganophora sp.</i>	<i>Macronemum zebratum</i>
<i>Acroneuria californica</i>	<i>Macronemum sp.</i>
<i>Acroneuria sp.</i>	<i>Chironomus plumosus</i>
<i>Hexagenia bilineata</i>	<i>Chironomus attenuatus</i>
<i>Hexagenia limbata</i>	<i>Chironomus tentaus</i>
<i>Hexagenia rigida</i>	<i>Chironomus californicus</i>
<i>Hexagenia sp.</i>	<i>Chironomus sp.</i>
<i>Ephemerella subvaria</i>	<i>Glyptochironomus labiferus</i>
<i>Ephemerella cornuta</i>	<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>
<i>Ephemerella grandis</i>	<i>Tanypus grodhausi</i>
<i>Ephemerella doddsi</i>	<i>Tanypus sp.</i>
<i>Ephemerella needhamii</i>	<i>Tanytarsus dissimilis</i>
<i>Ephemerella tuberculata</i>	<i>Tanytarsus sp.</i>

Mięczaki

<i>Physa integra</i>	<i>Physa heterostropha</i>
<i>Physa acuta</i>	<i>Amnicola limnosa</i>

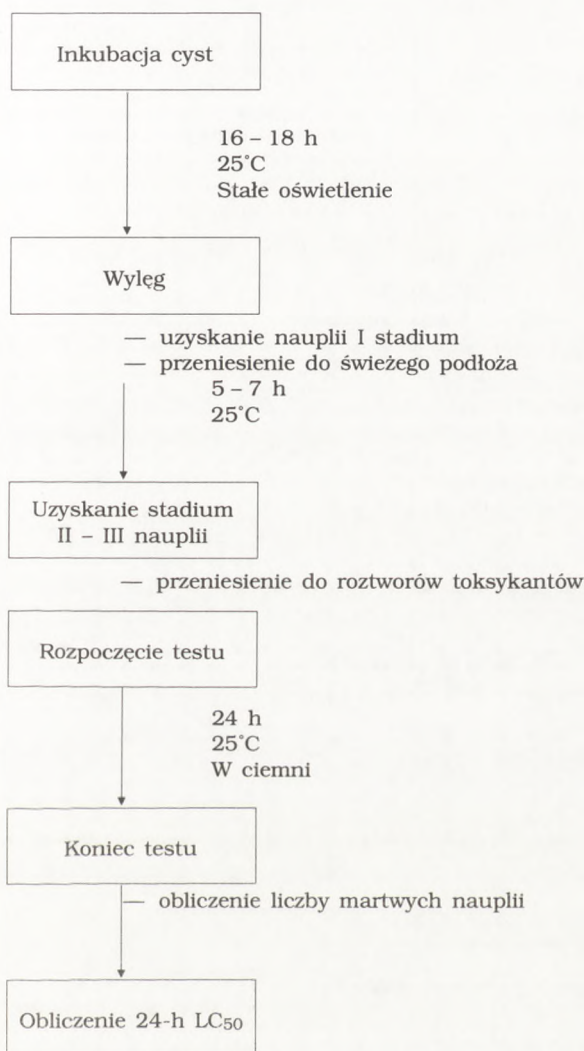
Poza wymienionymi organizmami, jako bioindykatory stosuje się ok. 150 gatunków ryb.

Spośród organizmów przedstawionych w zestawieniu, najczęściej w testach wykorzystuje się przedstawicieli skorupiaków z rodzaju *Daphnia*, bowiem są one szeroko rozpowszechnione w wodach powierzchniowych, pełnią ważną rolę w łańcuchu pokarmowym, mają krótki czas życia, co jest istotne ze względu na reprodukcję, można je hodować w warunkach laboratoryjnych, wykazują także znaczną wrażliwość na zanieczyszczenia chemiczne w wodzie oraz charakteryzują się małymi wymiarami i objętością, co pozwala na zachowanie ograniczonej przestrzeni.

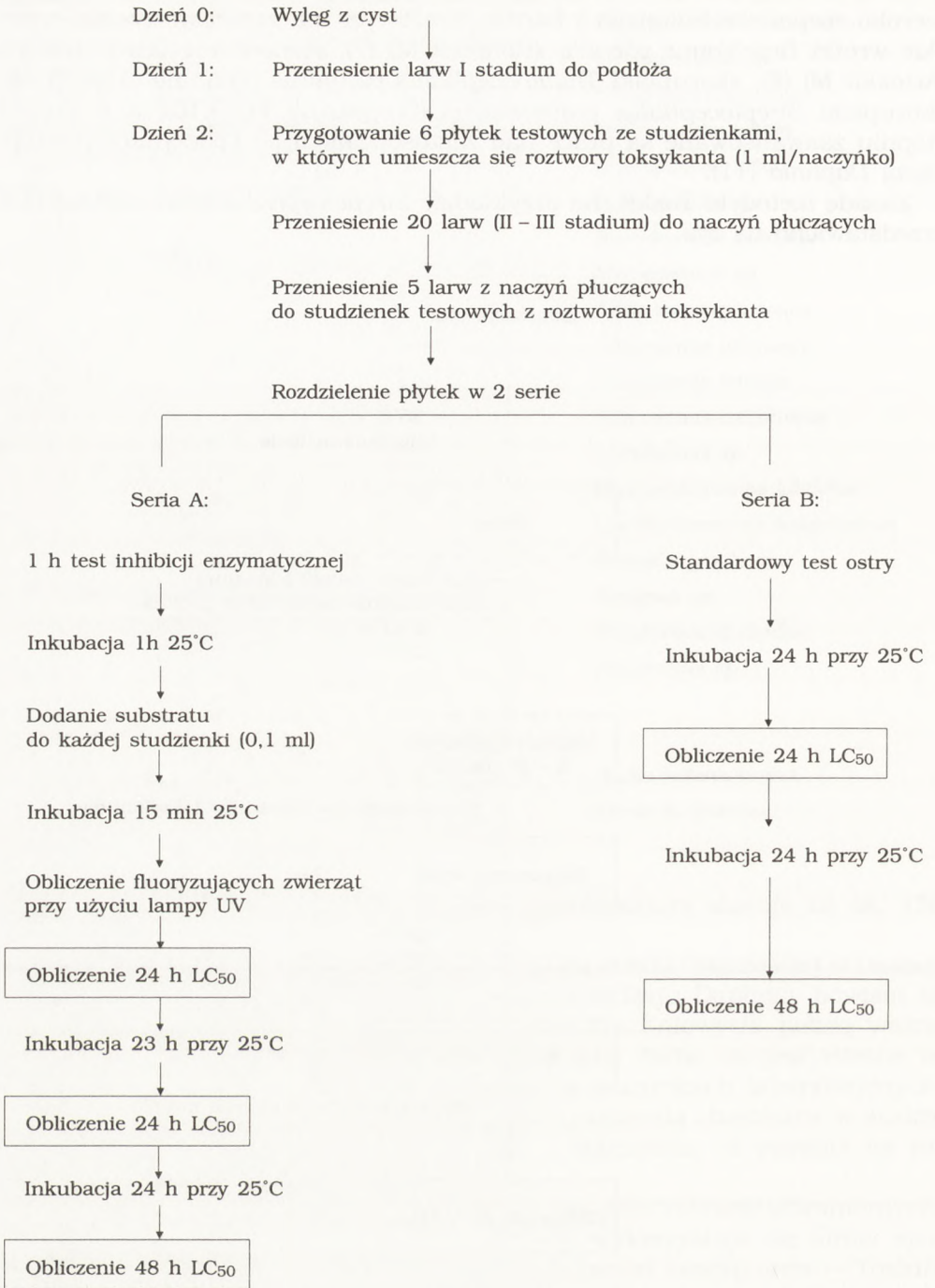
W ostatnich latach nastąpił rozwój metod tzw. *short-chronic* (chronicznych, krótkoczasowych), tanich, prostych, w których wykorzystuje się formy spożywkowe bezkręgowców; testy te nazwano *cyst-based toxicity tests* — Toxkits (5). Wprowadzenie ich do badań toksykologicznych ma zastąpić długotrwałe procedury testów chronicznych (2). W badaniach Toxkits stosuje się wrotki *Brachionus calyciflorus* (Rotokit F) (6), jako reprezentantów zooplanktonu,

szeroko rozpowszechnionych i bardzo wrażliwych na zanieczyszczenia, morskie wrotki *Brachionus plicatilis* (Rotokit M) (7), słonowodne larwy *Artemia* (Artoxit M) (8), skorupiaki *Thamnocephalus platyurus* (Thamnotokit F) (9), skorupiaki *Streptocephalus proboscideus* (Streptokit F) (9,10), a w dużym stopniu zaawansowane są prace nad zastosowaniem jaj spoczynkowych (ephipia) *Daphnia* (11).

Zasadę metodyki Toxkit, na przykładzie *Streptocephalus proboscideus* (10) przedstawiono na rys. 1.



Rys. 1. Schemat testu ostrego z użyciem larw (nauplii) *Streptocephalus proboscideus* (wg 10).



Rys. 2. Schemat testu inhibicji enzymatycznej (Flutox) i standardowego testu ostrego z zastosowaniem larw (nauplii) *Artemia* (wg 12).

Rozwój metod z użyciem „cyst” bezkręgowców zmierza także w kierunku krótkich testów inhibicji enzymatycznej — Fluotox (12). Zasada metody polega na wprowadzeniu do prób z organizmami 4-metylumbelliferylo- β -D-galaktozydu. Pobór tego związku i jego enzymatyczna hydroliza powoduje powstanie 4-metylumbelliferonu, dającego w roztworze alkalicznym silną fluorescencję (13). Schemat metody Fluotox i metody standardowej na przykładzie *Artemia* (12) przedstawiono na rys. 2.

Poza bezkręgowcami, w krótkoczasowych testach toksyczności stosowane są mikroorganizmy, głównie bakterie reprezentujące ogniwo łańcucha pokarmowego w ekosystemie wodnym, tj. destruentów. Odgrywają one ważną rolę w biodegradacji ścieków i unieszkodliwianiu osadów ściekowych, w których narażone są na szkodliwe oddziaływanie składników ścieków przemysłowych. Biorą także udział w procesach samooczyszczania wód. Mikroorganizmy charakteryzują się krótkimi czasami generacji, stąd też można uzyskać szybką reakcję na zmiany środowiska wywołane toksykantami. Testy z zastosowaniem mikroorganizmów polegają głównie na określeniu hamowania aktywności enzymów (dehydrogenaz, ATP-az, esteraz) jak również na inhibicji wzrostu, oddychania, żywotności komórek i wytwarzania ATP. Jednym z najkrótszych i najbardziej czułych testów jest Microtox, w którym wykorzystuje się bakterie luminescencyjne *Photobacterium (vibrio) fisheri*, *P. phosphoreum* i *Beneckeia harveyi*. W systemie transportu elektronów u tych bakterii, enzym lucyferaza katalizuje utlenianie zredukowanego mononukleotydu flawinowego, a podczas tego procesu zachodzi luminescencja świetlna mierzona za pomocą fotometru (3).

Dla potrzeb ekotoksykologii, a szczególnie w badaniach szkodliwości ścieków odpływających do odbiornika, stosuje się tzw. baterie testów. Obejmują one testy typu Toxkit, Microtox, test aktywności dehydrogenazowej mikroorganizmów (np. TTC) (14,15), a także badania konwencjonalne jak testy ostre z użyciem *Daphnia magna* i ryb. Zdaniem wielu autorów baterie testów mogą zastąpić rutynowe badania toksykologiczne, zalecane przez EPA (16), to znaczy testy ostre z użyciem co najmniej trzech przedstawicieli poziomów troficznych — glonów *Selenastrum capricornutum*, skorupiaków *Daphnia magna* i ryb *Brachydanio rerio*. Baterie testów, szczególnie krótkie chroniczne, zdaniem Persoone (2) są przydatne także w ekotoksykologii do wyznaczania wskaźników jakości wód powierzchniowych, gdy tymczasem EPA (16) postuluje, w tym zakresie, prowadzenie 8 testów ostrych i 3 testy chroniczne z użyciem różnych gatunków organizmów.

Toksykologiczne badania laboratoryjne stanowią pierwszy krok do poznania szkodliwości związków chemicznych i ich mieszanin w stosunku do organizmów, co jest niewystarczające do określenia efektów wywołanych w naturalnych ekosystemach pod wpływem zanieczyszczeń. Stąd też, postuluje się prowadzenie badań w urządzeniach modelowych imitujących ekosystemy wodne typu laboratoryjnego i w warunkach polowych (17). Modele te pozwalają na obserwację transportu związków chemicznych w elementach środowiska wodnego, kumulacji, śledzenia oddziaływania ich na wszystkie organizmy poziomów troficznych łącznie z określeniem interakcji wewnątrz popu-

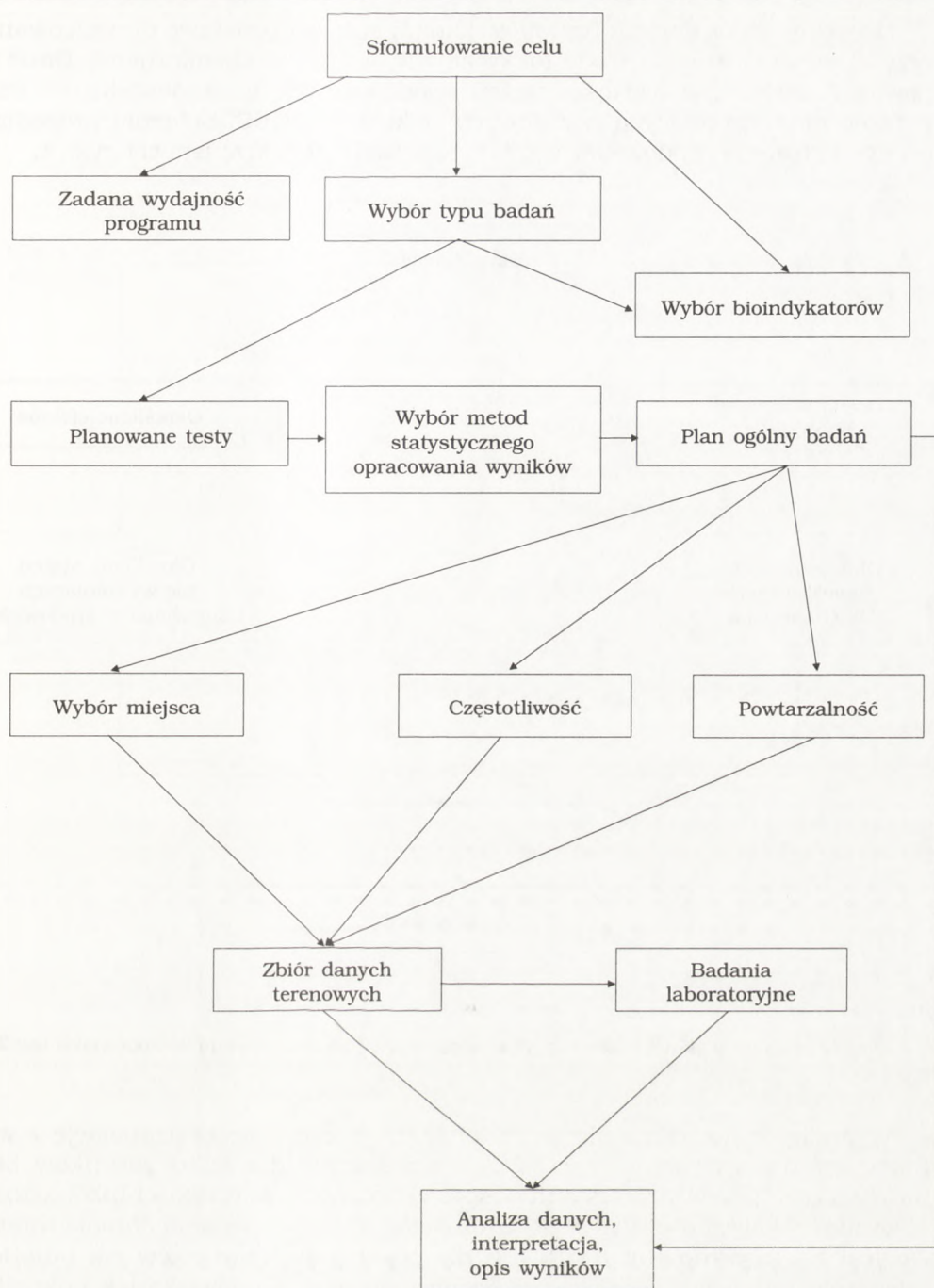
lacji. Rozwój metod modelowych wynika z różnorodności ekosystemów i z odmiennych „odpowiedzi” na działanie toksykantów w obrębie osobników, populacji, zbiorowisk, biota (18,19,20).

Badania ekotoksykologiczne w urządzeniach modelowych są rozszerzane w kierunku zastosowania organizmów wodnych do systemów wczesnego ostrzegania, które informują o pogorszeniu jakości wody i o stanach awaryjnych, np. o toksycznej fali ścieków w wodach na podstawie reakcji organizmów umieszczonych „na stałe” w ekosystemie (rzeka). Kilkanaście prac w tym zakresie przedstawiono w 1993 r. w Berlinie na międzynarodowym sympozjum nt. „Biomonitoring dla ciągłej obserwacji wód i ścieków” (21). Główny nacisk położono na przydatność aparatury kontrolno-pomiarowej do automatycznej rejestracji zmian w zachowaniu się organizmów testowych oraz konieczność jej wprowadzania w stacjach pomiarowych kontrolujących jakość wód i ścieków. W ciągłym biomonitorowaniu najczęściej stosowane były bakterie, glony, małże (*Dreissena polymorpha*) i ryby. Do badań wpływu zanieczyszczeń na glony użyto automatyczny pomiar fluorescencji chlorofilu, a na bakterie — luminescencji w fotometrach. Małże zaopatrywano w czujniki elektroniczne notujące ilość rozwarć muszli. W przypadku ryb, urządzenia sprzężone z kamerami video przekazywały (na znaczne odległości) zmiany w ciepocie ciała, liczbie skrętów, ruchliwości i zmian w zachowaniu się w stadzie. W Polsce w Miejskim Przedsiębiorstwie Wodociągów i Kanalizacji miasta Warszawy działa, już od kilku lat, pracownia bioindykacji do ciągłego pomiaru toksyczności wody. Podstawy metodyczne systemu bioindykacji opracował Kamiński, typując określone gatunki bioindykatorów, które uznał za najbardziej wrażliwe na zanieczyszczenia (22) — tj. *Spirostomum ambiguum*, *Lumbriculus variegatus*, *Daphnia magna*, *Asellus aquaticus* i *Lebistes reticulatus*. W pracowni bioindykacji przeprowadza się badania w warunkach dynamicznych, w których woda powierzchniowa z Wisły przepływa przez akwaria zasiedlone różnymi organizmami; są to bakterie, glony, orzęski, skąposzczety, skorupiaki, ślimaki, ryby oraz rośliny naczyniowe.

Reasumując stwierdzić należy, że w ostatnich latach na świecie nastąpił szybki rozwój metod badań toksykologicznych, ukierunkowany na opracowanie testów krótkoczasowych, niedrogich, czułych, usprawniających pomiary i zastępujących długoczasowe testy chroniczne. Jednocześnie obserwuje się coraz większe wykorzystanie aparatury kontrolno-pomiarowej do rejestracji zmian w procesach fizjologicznych organizmów na poziomie molekularnym, co znacznie podwyższa czułość stosowanych metod.

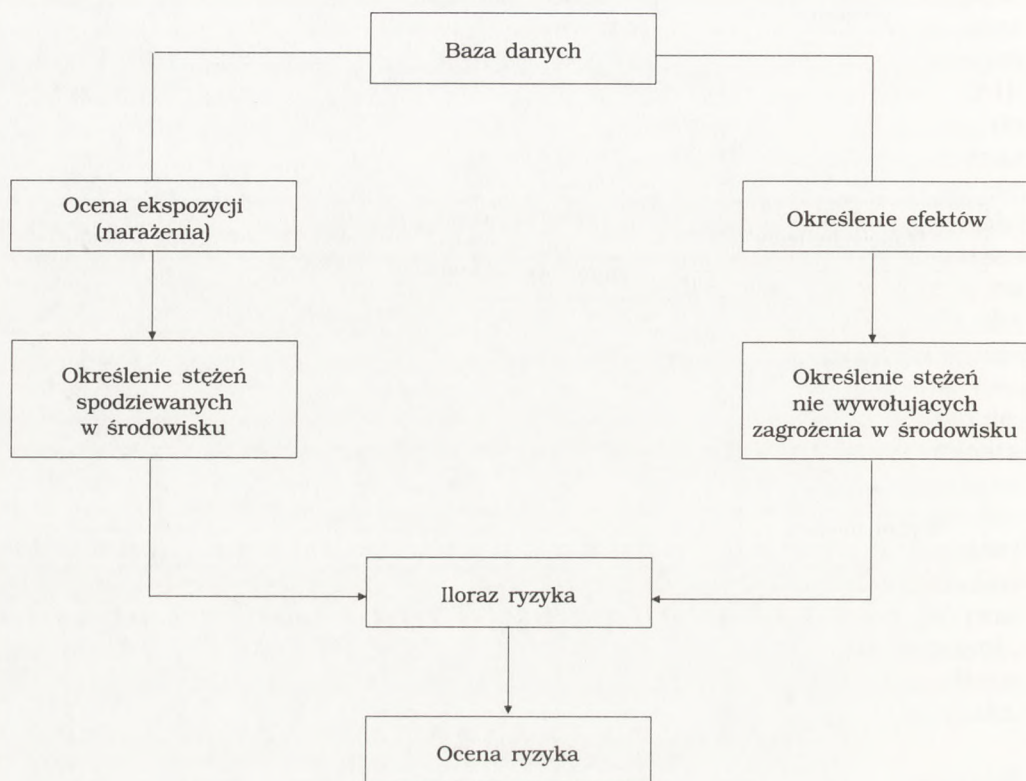
3. Procedury obliczeniowe

Przystępując do oceny zagrożenia środowiska wodnego jak i określenia standardów jakości wody na podstawie badań toksykologicznych formułuje się program, w którym są zaplanowane niezbędne czynności w tym zakresie. Przykład takiego programu ilustruje schemat na rys. 3 (wg 23).



Rys. 3. Schemat programu do określania jakości wody przy zastosowaniu testów toksykologicznych (wg 23).

Uzyskany zbiór danych (wyników badań) stanowi podstawę do szacowania ryzyka zanieczyszczenia wody toksycznymi związkami chemicznymi. Dane te powinny obejmować wartości stężeń spodziewanych w środowisku — PEC i stężeń nie wywołujących szkodliwych efektów — NOEC. Schemat procedury oceny zagrożenia środowiska wg van Leeuwena (24) przedstawia rys. 4.



Rys. 4. Schemat badań do oceny ryzyka zagrożenia zanieczyszczeniami w środowisku (wg 24).

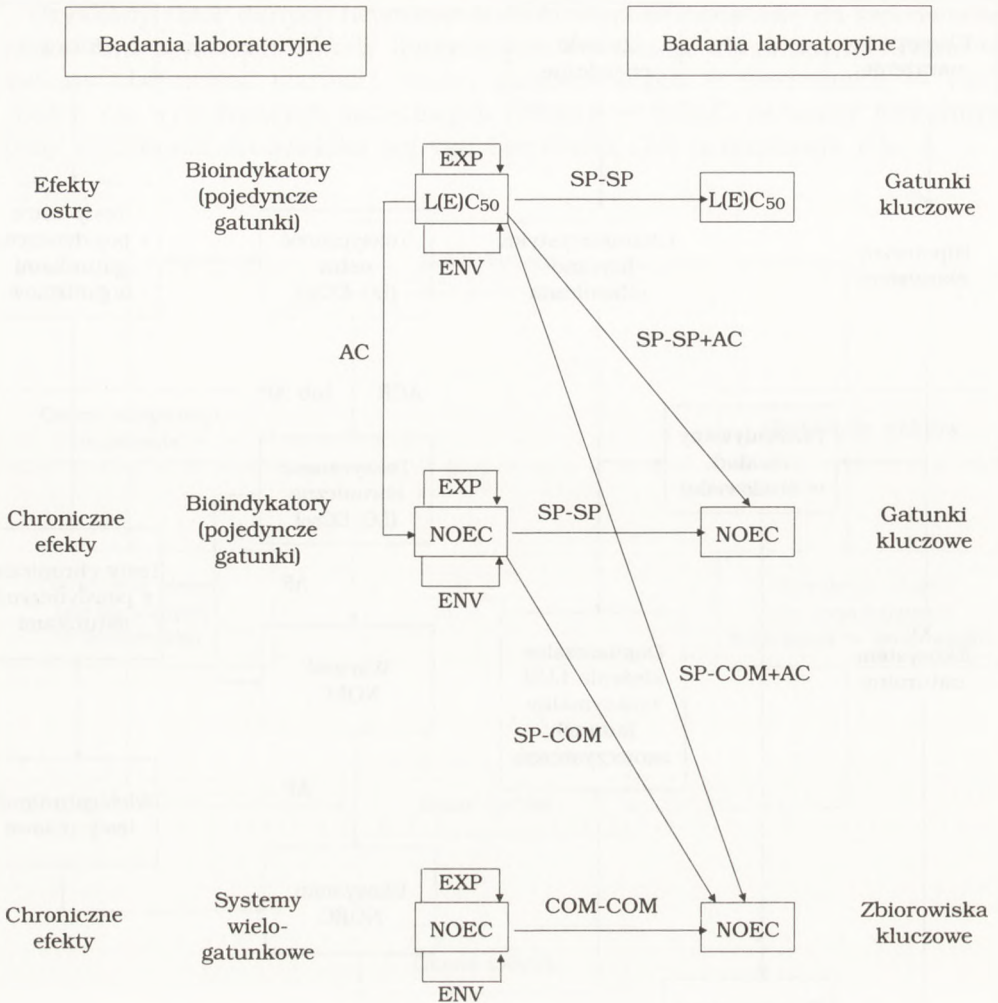
W praktyce do obliczania wartości NOEC stosuje się ekstrapolację z wyników testów ostrych, tj. z LC-EC₅₀, określonych dla kilku gatunków bioindykatorów, przy wykorzystaniu współczynników stosowności lub wartości stosunku toksyczności ostrej do chronicznej (ARC — *acute-to chronic ratios*). Dotyczy to, zarówno obliczeń NOEC dla pojedynczych związków jak i dla ich mieszanin (np. ścieków). Schemat oceny zagrożenia środowiska jak i określania standardów jakości wody przedstawiono na rys. 5 (wg 2,25).

Tak jak wspomniano, obliczenia NOEC z wartości LC-EC₅₀ wymagają procedur ekstrapolacji, co zilustrowano na rys. 6 (wg 25).



Rys. 5. Schemat oceny zagrożenia środowiska zanieczyszczeniami lub określenia standardów jakości wody dla poszczególnych związków chemicznych (wg 2,25).

ACR, AF, PEC, NOEC — objaśnienia w tekście.



Rys. 6. Współczynniki ekstrapolacji do oceny ekologicznych efektów zanieczyszczeń określanych w warunkach: laboratoryjnych oraz z przeniesienia danych laboratoryjnych na warunki polowe (naturalne) (wg 25).

EXP — zmienność eksperymentów; ENV — zmienność w środowisku; AC — ekstrapolacja z toksyczności ostrej na chroniczną; SP-SP — ekstrapolacja z gatunku na gatunek; SP-COM — ekstrapolacja z gatunków na zbiorowisko organizmów; COM-COM — ekstrapolacja ze zbiorowiska na zbiorowisko.

Spośród stosowanych metod ekstrapolacji wyróżnić można metodę Kooijmana (26) oraz van Straalena i metodę EPA (za 24). We wszystkich tych procedurach przyjmuje się rozkład normalny dla wrażliwości różnych gatunków organizmów na toksykanty. Rozkład ten jest podobny do przyjmowanego

dla zmienności wrażliwości w obrębie gatunków. W metodach ekstrapolacji Kooijmana i van Straalena przyjmuje się założenie, że wartości LC_{50} i NOEC, zarówno dla gatunków testowanych, jak i gatunków w zbiorowiskach, mogą być osiągnięte jako niezależne, przypadkowe próbki statystyczne z rozkładu log-logistycznego. Wyniki uzyskane tymi metodami stanowią współczynniki stosowalności (AF — *application factor*), które stosuje się do obliczania stężeń związków chemicznych lub ich mieszanin nie zagrażających środowisku naturalnemu.

Kooijman (26) przedstawił wzór matematyczny do obliczania współczynników stosowalności.

$$T = \exp (3S_m d_m C_n / \Pi^2),$$

w którym:

T — współczynnik stosowalności pomiędzy stężeniem szkodliwym dla wrażliwych gatunków (HCS — *hazardous concentration for sensitive species*) a $\exp(X_m)$, gdzie X_m — średnia próbka ($\ln LC_{50}$ dla m gatunków testowych);

S_m — odchylenie standardowe próbki $\ln LC_{50}$ dla m gatunków organizmów testowych;

d_m — wartość, dla której $\text{Prob}(S_m > d_n) = \delta_2$;

C_n — współczynnik z wartości $\ln(1 - \delta_1)^{1/n} / [1 - (1 - \delta_1)^{1/n}]$, gdzie δ_1 — prob minimum $LC_{50} \leq HCS$ danego α i β , a δ_2 — prob minimum $LC_{50} \leq HCS$;

m — liczba gatunków organizmów testowych;

n — liczba gatunków organizmów w zbiorowisku.

Na podstawie *Toxic Substances Control Act* (TSCA-EPA) przyjmuje się współczynniki stosowalności 1-1000, w zależności od ilości i rodzaju testów toksykologicznych wykonanych dla danego związku chemicznego lub dla mieszanin zanieczyszczeń (27). Współczynnik 1 stosowany jest w przypadku, jeżeli określona została wartość NOEC dla toksyczności chronicznej wrażliwych gatunków organizmów, w terenowych warunkach polowych. Współczynnik 10 wykorzystywany jest do obliczeń stężeń bezpiecznych zanieczyszczeń, jeśli dysponuje się wartościami NOEC z testów chronicznych przeprowadzonych w warunkach laboratoryjnych. Najniższa wartość NOEC jest dzielona przez wartość współczynnika, tj. 10. Współczynnik 1000 stosowany jest w przypadku, kiedy jest przeprowadzony tylko jeden test toksyczności i obliczone na jego podstawie stężenie, nie wywołuje szkodliwych efektów dla badanego organizmu.

Uzyskane na tej drodze wartości stężeń bezpiecznych są następnie porównywane z wartościami stężeń spodziewanych w środowisku wodnym (PEC). Oblicza się je dla średnich i niskich stanów wód odbiornika, uwzględniając stopień wymieszania wody z zanieczyszczeniami. Jeżeli wartości stężeń bezpiecznych są niższe od wartości PEC należy spodziewać się ryzyka zagrożenia środowiska wodnego spowodowanego obecnością związków toksycznych.

Dane toksykologiczne stosowane są, zgodnie z EPA (16), do obliczeń dopuszczalnych ładunków związków (ścieków) do wód. Ponadto, wykorzystywane

są w tych procedurach wartości krytyczne przepływów wody w ciągu ostatniego dziesięciolecia, przepływy ścieków i stężenia zanieczyszczeń w ściekach i w wodzie po ich wymieszaniu w odbiorniku oraz mnożniki statystyczne uzyskane z obliczeń matematycznych.

4. Podsumowanie

Analizując dane z piśmiennictwa należy stwierdzić, że zaznacza się tendencja wprowadzania pojęcia dopuszczalnego stężenia związków chemicznych (ścieków) na podstawie efektów toksykologicznych, a nie tylko sumarycznego ładunku związków organicznych wyrażonego w ChZT lub BZT, co wydaje się słuszne z punktu widzenia ochrony środowiska wodnego. Tworzone w EPA akty prawne i nowe programy badawcze wskazują na fakt, że ekotoksykologia zdobywa przodujące znaczenie w zarządzaniu zasobami wodnymi (28).

Rozwój tanich, prostych i wysokoczułych metod testowych stwarza możliwości ich wprowadzania jako standardowych procedur w stacjach pomiarowych i jednostkach odpowiedzialnych za stan czystości wód.

Konieczne, wydaje się zatem, aby w Polsce powstała placówka przy Ministerstwie Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa koordynująca pracami z dziedziny ekotoksykologii, które stanowiłyby podstawę do nowych, krajowych regulacji prawnych z zakresu ochrony środowiska.

Literatura

1. Miksch K., (1992), *Biotechnologia*, 1(16), 15 - 16.
2. Persoone G., (1992), *River Water Quality — Ecological Assessment and Control. Commission of the European Communities*, EUR 14606 EN-FR, 461 - 482.
3. Bitton G., Dutka B. J., (1989), *Toxicity Testing using Microorganisms*, CRC Press Inc., I, II.
4. Persoone G., Janssen C. R., (1993), *Handbook of Ecotoxicology*, Ed. Calow P., Blackwell Scientific Publication, I.
5. Persoone G., (1991), *Zeitschrift für Angewandte Zoologie*, 78, 235 - 241.
6. Snell T. W., Persoone G., (1989), *Aquatic Toxicology*, 14, 81 - 92.
7. Snell T. W., Persoone G., (1989), *Aquatic Toxicology*, 14, 65 - 80.
8. Van Steertegem M., Persoone G., (1993), *Progress in Standardization of Aquatic Toxicity Tests*, Lewis Publishers, London, 81 - 97.
9. Persoone G., Blaise C., Snell T., Janssen C., Van Steertegem M., (1992/1993), *Zeitschrift für Angewandte Zoologie*, 79, 17 - 36.
10. Centeno M. D., Brendonck L., Persoone G., (1993), *Progress in Standardization of Aquatic Toxicity Tests*, Lewis Publishers, London, 37 - 55.
11. Janssen C. R., Persoone G., (1993), *Environmental Toxicology and Chemistry*, 12, 711 - 717.
12. Espiritu E. Q., Janssen C. R., Persoone G., (w druku), *Environmental Toxicology and Water Quality*, 2 - 21.
13. Janssen C. R., Espiritu E. Q., Persoone G., (1993), *Progress in Standardization of Aquatic Toxicity Tests*, Lewis Publishers, London, 71 - 80.
14. Calleja M. C., Persoone G., Geladi P., (1993), *ATLA*, 21, 330 - 349.

15. Van der Wielen C., Persoone G., Goyvaerts M. P., Neven B., Quaghebeur D., (w druku), *Tribune du Cebedeau*.
16. *Technical Support Document for Water Quality - based Toxics Control*, (1991), US Environmental Protection Agency — Office of Water (EN - 336) EPA/505/2 - 90 - 001 PB 91 - 127415.
17. Kimball K. D., Levin S. A., (1985), *BioScience*, 35, 165 - 171.
18. Persoone G., Gillett J., (1990), *Short-term Toxicity Tests for Non-genotoxic Effects*, John Wiley & Sons Ltd.
19. Janssen C. R., Persoone G., (w druku), *Biological Indicators for Environmental Monitoring*, Serono Symposia Reviews, Rome, Italy.
20. Cullen P., (1990), *Environmental Monitoring and Assessment*, 14, 107 - 114.
21. *Biomonitoring zur kontinuierlichen Überwachung von Wasser und Abwasser*, (1993), 6 Internationalen Symposium Toxicity Assessment, 13 - 14 Mai, Berlin, streszczenia referatów.
22. Kamiński A., (1975), *Pure and Applied Chemistry*, 42, 255 - 284.
23. Maher W. A., Norris R. M., (1990), *Environmental Monitoring and Assessment*, 14, 115 - 130.
24. Van Leeuwen K., (1990), *Environmental Management*, 14, 779 - 792.
25. Persoone G., Janssen C. R., (1992), *Proceedings of the European Workshop on Fresh Water Field Tests*, Potsdam, Germany, 1 - 27.
26. Koijman S. A. L. M., (1987), *Water Research*, 21, 269 - 276.
27. Nabholz J.V., (1991), *The Science of the Total Environment*, 109/110, 649 - 665.
28. Cairns J., Mount D. I., (1990), *Environmental Science Technology*, 24, 154 - 160.

The control of water quality by toxicology tests

Summary

In the paper water toxicology is discussed. Special attention is paid to the determination of concentrations of several chemicals by cysts-based and microbial tests. The criteria of biomonitoring for managing water resources are presented.

Key words:

biomonitoring, cyst-based teste, ecotoxicology, extrapolation methods, toxicological tests.

Adres dla korespondencji:

Zofia Kańska, Instytut Systemów Inżynierii Środowiska, Politechnika Warszawska, ul. Nowowiejska 20, 00-653 Warszawa.