UNIVERSITATEA DE STAT DIN MOLDOVA
INSTITUTUL DE CHIMIE

Cu titlu de manuscris
C.Z.U.: 502.51:504.5:547(282.2)(478)(043.3)

NICOLAU ELENA

ESTIMAREA RISCULUI DE POLUARE CHIMICĂ CU SUBSTANȚE ORGANICE PERSISTENTE ÎN DISTRICTUL HIDROGRAFIC DUNĂRE-PRUT ȘI MAREA NEAGRĂ DIN REGIUNEA DE SUD A REPUBLICII MOLDOVA ȘI ELABORAREA RECOMANDĂRILOR DE REMEDIERE

145.01. CHIMIE ECOLOGICĂ

Teză de doctor în științe chimice

Conducător științific: **Duca Gheorghe**, academician, doctor habilitat, profesor

Consultant științific: **Bogdevici Oleg**, doctor în științe geologice, conferențiar cercetător

Autor: **Nicolau Elena**

CHIȘINĂU, 2025

©Nicolau Elena, 2025

CUPRINS

ADNOTARE **5**
АННОТАЦИЯ **6**
ADNOTATION **7**
LISTA TABELELOR **8**
LISTA FIGURILOR **9**
LISTA ABREVIERILOR **11**
INTRODUCERE **12**
1. POLUANȚII ORGANICI PERSISTENȚI – COMPUȘI CU RISC CHIMIC SPORIT PENTRU MEDIUL AMBIANT ȘI SĂNĂTATEA POPULAȚIEI **20**
1.1. Compoziția poluanților organici persistenți 20
1.2. Reactivitatea și transformarea în mediu 22
1.3. Surse de poluare a mediului ambiant cu poluanți organici persistenți versus domeniile lor de utilizare 27
1.4. Poluanții organici persistenți în diverse componente de mediu 28
1.5. Impactul poluanților organici persistenți asupra componentelor de mediu 32
1.6. Aspecte privind evaluarea riscului de poluare chimică 36
1.7. Reglementări legislative în domeniu 44
1.8. Concluzii la capitolul 1 47
2. MATERIALE ȘI METODE **48**
2.1. Obiectele de cercetare – componente ale Districtul hidrografic Dunăre-Prut și Marea Neagră 48
2.2. Prelevarea, transportarea și pregătirea probelor de apă, sedimente și sol 50
2.3. Extracția poluanților organici persistenți din probele prelevate 52
2.4. Analiza instrumentală a poluanților organici persistenți 54
2.5. Estimarea riscului de poluare chimică 56
2.6. Estimarea acțiunii poluanților organici persistenți asupra diferitor organisme 62
2.7. Concluzii la capitolul 2 64
3. POLUANȚII ORGANICI PERSISTENȚI ÎN COMPONENTELE DE MEDIU CERCETATE **66**
3.1. Situl – lacul Beleu 66
3.2. Amplasamentul depozitului de PCO din satul Slobozia Mare 71

3.3. Amplasamentul stației de transformatoare de tensiune înaltă din Ceadîr-Lunga 74
3.4. Concluzii la capitolul 3 77
4. ESTIMAREA RISCULUI DE POLUARE CHIMICĂ CU SUBSTANȚE ORGANICE PERSISTENTE.....79
4.1. Elaborarea modelelor conceptuale 79
4.2. Estimarea riscului de poluare chimică cu pesticide organoclorurate în baza indicilor de risc.....84
4.3. Acțiunea toxică a poluanților organici persistenți asupra diferitor organisme 93
4.4. Acțiunea toxică a pesticidelor organoclorurate asupra faunei edafice.....101
4.5. Elaborarea recomandărilor privind metodele de tratare și remediere a siturilor contaminate cu poluanți organici persistenți 107
4.6. Concluzii la capitolul 4 116
CONCLUZII GENERALE ȘI RECOMANDĂRI 118
BIBLIOGRAFIE 121
ANEXE 139
DECLARAȚIA PRIVIND ASUMAREA RĂSPUNDERII 184
CV-UL CANDIDATULUI.....185

ADNOTARE

Nicolau Elena „Estimarea riscului de poluare chimică cu substanțe organice persistente în districtul hidrografic Dunăre-Prut și Marea Neagră din regiunea de sud a Republicii Moldova și elaborarea recomandărilor de remediere”, teză de doctor în științe chimice, specialitatea 145.01. Chimia ecologică, Chișinău, 2025.

Structura tezei: prezenta lucrare include introducerea, patru capitole, concluzii generale, recomandări și referințe bibliografice (243 titluri). Teza conține: 120 de pagini de text de bază, 36 anexe, 39 figuri și 24 tabele. Rezultatele obținute au fost publicate în 22 lucrări științifice: 2 lucrări științifico-metodice, 4 articole și 16 rezumate la conferințe. Teza este scrisă în limba română.

Cuvinte-cheie: poluanți organici persistenți, pesticide organoclorurate, hidrocarburi aromatice policiclice, bifenili policloruraţi, estimarea riscului de poluare chimică, remediere.

Scopul lucrării - studierea riscului de poluare chimică cu substanțe organice persistente a DH DPMN din regiunea de sud a RM și elaborarea recomandărilor pentru remedierea teritoriilor contaminate.

Obiectivele cercetării: studiul POPs și analiza cadrului legislativ și normativ în domeniul gestionării acestora; analiza probelor prelevate din DH DPMN din regiunea de sud a RM; elaborarea modelelor conceptuale de estimare a riscului de poluare chimică cu POPs și calcularea indicilor de risc, testarea acțiunii POPs asupra diferitor organisme; elaborarea recomandărilor pentru remedierea siturilor contaminate cu POPs; diseminarea rezultatelor cercetării în rândul comunității academice și publicului larg.

Noutatea și originalitatea științifică: constă în dezvoltarea, în premieră, a modelelor conceptuale de estimare a riscului de poluare chimică pentru siturile lacul Beleu, Slobozia Mare și Ceadîr-Lunga și determinarea indicelui de risc total pentru situl Slobozia Mare, utilizând datele toxicologice ale poluanților identificați. Stabilirea evoluției în timp a ΣPOPs în componentele de mediu în condițiile specifice regiunii de sud a RM și elaborarea recomandărilor eficiente de remediere pentru siturile cercetate. Modelarea testelor ecotoxicologice și identificarea comportamentului și toleranței speciilor în contextul poluării specifice a solului și bazinelor acvatice din sudul RM.

Rezultatele obținute care contribuie la soluționarea problemei impactului POPs asupra componentelor de mediu constă în fundamentarea metodologiilor complexe de estimare a riscului de poluare chimică cu POPs, fapt ce a condus la elaborarea recomandărilor eficiente de diminuare a riscului asociat POPs pentru siturile cercetate, pentru utilizarea lor ulterioară de către autoritățile publice locale, instituțiile din domeniu, precum și alți factori de decizie.

Semnificația teoretică: s-au dezvoltat metode ample și inovatoare pentru estimarea riscului de contaminare cu POPs. Metodele elaborate pot fi ajustate și aplicate în cazul altor categorii de poluanți, precum și pentru elaborarea diferitor ghiduri metodologice de estimare a riscurilor de poluare chimică. Rezultatele obținute vor suplini bazele de date privind nivelul de poluare a teritoriului RM cu POPs.

Valoarea aplicativă: rezultatele obținute au permis formularea concluziilor privind răspândirea, migrarea și transformarea POPs în mediul ambiant. Metodologia de estimare a riscului prezentată permite clasificarea siturilor poluate și efectuarea activităților de remediere în ordinea priorității lor. Informațiile reflectate în teză prezintă interes pentru factorii de decizie, organizațiile de mediu, specialiștii în domeniu, cercetători, studenți și, chiar, populația de rând.

Implementarea rezultatelor științifice: rezultatele au fost discutate în cadrul ședințelor comune cu reprezentanții ONG-urilor în domeniu și Ministerului Mediului din RM; au fost utilizate în scrierea a două lucrări științifico-metodice și la elaborarea a 5 cursuri universitare.

АННОТАЦИЯ

Николау Елена «Оценка риска химического загрязнения стойкими органическими веществами в Дунайско-Прутском и Черноморском бассейне юга Республики Молдова и разработка рекомендаций по рекультивации загрязненных территорий», диссертация на соискание степени доктора химических наук, специальность 145.01. Экологическая химия, Кишинэу, 2025г.

Структура диссертации: работа включает введение, четыре главы, выводы и рекомендации, библиографический список из 243 названий. Диссертация содержит: 120 страниц основного текста, 36 приложений, 39 рисунков и 24 таблицы. Полученные результаты опубликованы в 22 научных работах, в том числе: 2 научно-методические работы, 4 статьи и 16 тезисов. Диссертация написана на румынском языке.

Ключевые слова: стойкие органические загрязнители, хлорорганические пестициды, полиароматические углеводороды, полихлорбифенилы, оценка риска химического загрязнения, рекультивация.

Цель работы – изучение риска химического загрязнения стойкими органическими веществами Дунайско-Прутского и Черноморского басейна южной части Республики Молдова и разработка рекомендаций по рекультивации загрязненных территорий.

Научные задачи: изучение СОЗ и анализ законодательной и нормативный базы в области их управления; анализ проб из Дунайско-Прутского и Черноморского басейна южной части Республики Молдова; оценка риска загрязнений СОЗ и тестирование воздействия СОЗ на организмы и почвенное биоразнообразие; разработка рекомендаций по рекультивации загрязненных СОЗ почв; популяризация результатов исследований.

Научная новизна и оригинальность: впервые представлены концептуальные модели оценки риска химического загрязнения для участков озера Белеу, Слобозия Маре и Чадыр-Лунга и результат оценки общего риска, используя токсикологические данные выявленных загрязнителей. Исходя их полученных результатов и специфических условий южного региона Республики Молдова были определены эффективные меры рекультивации загрязненных СОЗ участков. Моделирование экотоксикологических тестов выявило характеристики поведения и толерантности видов в условиях специфического загрязнения почвы и водоемов на юге Республики Молдова.

Полученные результаты способствуют решению важной научной проблемы воздействия СОЗ на компоненты окружающей среды и заключаются в обосновании комплексных методик оценки риска химического загрязнения СОЗ. Это привело к разработке эффективных рекомендаций по снижению риска, связанного с СОЗ, для исследуемых объектов и их последующего использования местными органами государственной власти, учреждениями, а также лицами, принимающими решения.

Теоретическое значение: были разработаны обширные и инновационные методы оценки риска загрязнения СОЗ. Разработанные методики могут быть адаптированы и применены к другим категориям загрязняющих веществ, а также для разработки различных методических пособий по оценке рисков химического загрязнения. Полученные результаты дополняют базы данных об уровне загрязнения территории Республики Молдова СОЗ.

Прикладное значение: Полученные результаты позволили сформулировать выводы по распространению, миграции и трансформации СОЗ в окружающей среде. Представленная методология оценки риска позволяет классифицировать загрязненные участки и проводить мероприятия по их рекультивации в порядке их приоритетности. Полученные данные представляют интерес для лиц, принимающих решения, экологических организаций, специалистов, исследователей, студентов и населения.

Внедрение научных результатов: полученные результаты обсуждались с представителями НПО и Министерства Окружающей Среды и были использованы для написания двух научно-методических работ и в разработке пяти университетских курсов.

ADNOTATION

Nicolau Elena „Risk estimation of the chemical pollution by persistent organic substances in the Danube-Prut and Black Sea hydrographic district in the southern region of the Republic of Moldova and the development of the recommendation for the remediation", doctoral thesis in chemical sciences, specialty 145.01. Ecological Chemistry, Chisinau, 2025.

Structure of the thesis: this paper includes the introduction, four chapters, general conclusions and recommendations, bibliographic references from 243 titles. The thesis contains: 120 pages of main text, 36 appendices, 39 figures and 24 tables. The obtained results were published in 22 scientific works, including: 2 scientific-methodical works, 4 articles and 16 conference abstracts. The thesis is written in Romanian.

Key words: persistent organic pollutants, organochlorinated pesticides, polyaromatic hydrocarbons, polychlorobiphenyls, risk estimation of chemical pollution, remediation.

The aim of work is a study of the risk of chemical pollution by persistent organic substances in the Danube-Prut-Black Sea hydrographic basin in the southern part of the Republic of Moldova and development of recommendations for the remediation of contaminated areas.

Research objectives: the study of POPs and the analysis of the legislative and normative framework in the field of their management; the analysis of the samples from the Danube-Prut and the Black Sea hydrographic district in the southern region of the Republic of Moldova; risk estimation of chemical pollution with POPs; testing the impact of POPs on different organisms; recommendation development for the remediation of POPs contaminated soil; dissemination of research results.

Scientific novelty and originality: consists in the development, for the first time, of conceptual models for chemical pollution risk estimation of Beleu Lake, Slobozia Mare and Ceadir-Lunga sites and total risk index determination for the Slobozia Mare site, using toxicological data of the identified pollutants. Establishing the evolution over time of ΣPOPs in environmental components under the specific conditions of the southern region of the Republic of Moldova and developing effective measures for the remediation of POPs contaminated sites. Modeling ecotoxicological tests and identifying the behavior and tolerance of species in the context of specific pollution of soil and water basins in the southern Republic of Moldova.

The obtained results contribute to the solution of an important scientific problem: the obtained results contribute to solving the problem of the POPs impact on environmental components, consists in substantiating complex methodologies for estimating the risk of chemical pollution with POPs, which led to the development of effective recommendations for reducing the risk associated with POPs for the researched sites, for their subsequent use by local public authorities, institutions in the field, as well as other decision-makers.

Theoretical significance: Extensive and innovative methods have been developed to estimate the risk of POPs contamination. The developed methods can be adjusted and applied in the case of other categories of pollutants, as well as for the development of different methodological guidelines for estimating the risks of chemical pollution. The obtained results will supplement the databases regarding the level of POPs pollution of the territory of the Republic of Moldova.

Applicative value: the obtained results allowed the formulation of conclusions regarding the POPs fate in the environment. The presented risk estimation methodology allows the classification of polluted sites and the implementation of remedial activities in order of their priority. The information reflected in the thesis is of interest to decision-makers, environmental organizations, specialists in the field, researchers, students and even the general population.

The implementation of scientific results: were discussed during joint activities with representatives of non-governmental organizations and the Ministry of Environment of the Republic of Moldova and were used in the writing of two scientific-methodical works and development of 5 university courses.

LISTA TABELELOR

Tabelul 1.1	Timpul de înjumătățire a unor POPs [64-65]	26
Tabelul 1.2	Cuantificarea riscului în baza probabilității și gravității evenimentelor [153]	37
Tabelul 2.1	Parametrii sistemei cromatografice Agilent 6890	55
Tabelul 2.2	Corelația dintre valorile indicilor de risc și ale gradelor de poluare	58
Tabelul 2.3	Corelația dintre categoriile de hazard și coeficienții atribuiți	58
Tabelul 2.4	Valorile coeficientului de risc pentru numărul de poluanți	59
Tabelul 2.5	Cuantificarea distanței de la sursa de poluare până la receptorii de risc	59
Tabelul 2.6	Valorile indicelor de risc pentru factorii de migrare (m_i)	61
Tabelul 3.1	Concentrațiile HAP identificate în probele de apă din lacul Beleu (anii 2014 – 2015)	67
Tabelul 3.2	PCO prevalente în probele prelevate din situl Slobozia Mare (anii 2013-2014)	71
Tabelul 3.3	ΣPCB tri- și tetraclorurați în probele de sol prelevate din situl Ceadîr-Lunga	77
Tabelul 4.1	Concentrațiile maxime identificate în probele analizate	79
Tabelul 4.2	Calculul indicelor de risc pentru nivelul de poluare	85
Tabelul 4.3	Indicii de risc pentru receptori calculați (I_r)	86
Tabelul 4.4	Condițiile de sporire și diminuare a dispersiei poluanților în mediu datorită vântului și înfiltrării în orizonturile subterane [45, 204-205]	90
Tabelul 4.5	Condițiile de sporire și diminuare a dispersiei poluanților în mediu datorită scurgerilor de suprafață și activității omului [204-205]	91
Tabelul 4.6	Indicii potențialului de dispersie a poluanților (I_d)	92
Tabelul 4.7	Indicii generali de risc pentru situl Slobozia Mare (I_t)	92
Tabelul 4.8	ΣPOPs în probele utilizate pentru stabilirea influenței asupra culturilor de fungii, bacterii, creșterii plantulelor de dovleac și ovăz	94
Tabelul 4.9	Valorile gradelor de toxicitate pentru semințele de dovleac și ovăz	96
Tabelul 4.10	Parametrii fizico-chimici ai extractelor apoase de sol	98
Tabelul 4.11	ΣHCH, ΣDDT și metaboliților lor și ΣPOPs pentru probele prelevate din situl Slobozia-Dușca (în mg/kg)	102
Tabelul 4.12	Numărul şi biomasa nevertebratelor în materialul pământos prelevat din situl Slobozia-Dușca	104
Tabelul 4.13	Etapele de elaborare a recomandărilor de remediere a siturilor poluate	108

LISTA FIGURILOR

Fig. 1.1	Schema structurală a bifenililor policloruraţi [37-38]	21
Fig. 1.2	Schema de transformare a heptaclorului în heptacloroepoxid [32]	23
Fig. 1.3	Metabolizarea aldrinului în dieldrin în componentele de mediu [32]	23
Fig. 1.4	Metabolizarea DDT în componentele de mediu [48]	24
Fig. 1.5	Schema declorurării anaerobe a unui bifenil policlorurat cu ajutorul tulpinei bacteriene *Dehalococcoides ethenogenes* 195 [55]	25
Fig. 1.6	Exemplu de schemă generalizată de biodegradare aerobă a PCB [55, 60-62]	26
Fig. 1.7	Corelaţia dintre frecvenţa şi consecinţele incidentelor [29, 153]	37
Fig. 2.1	Districtul hidrografic Dunăre-Prut şi Marea Neagră [174]	48
Fig. 2.2	Lacul Beleu	49
Fig. 2.3	Lotul cercetat din satul Slobozia Mare	50
Fig. 2.4	Staţia de transformatoare din oraşul Ceadîr-Lunga studiată	50
Fig. 2.5	Tipuri de eşantionare utilizate [178]	51
Fig. 2.6	Formulele structurale ale standardelor interne utilizate [14]	53
Fig. 2.7	Componentele abordării schematice a modelelor conceptuale [158, 194-196]	57
Fig. 3.1	Planul de prelevare a probelor din situl Lacul Beleu (anii 2014 – 2015)	66
Fig. 3.2	ΣPCO, ΣPCB şi ΣHAP în probele de apă din lacul Beleu (anii 2014 – 2015)	67
Fig. 3.3	Ponderea procentuală a hidrocarburilor aromatice policiclice, identificate în probele de sedimente, cu ΣHAP mai mare de 0,1 mg/kg, lacul Beleu (anii 2014 – 2015)	68
Fig. 3.4	Planul de prelevare a probelor de apă şi sedimente din lacul Beleu în anul 2019 (1-15 – puncte de prelevare)	69
Fig. 3.5	Distribuţia ΣHAP şi benzo[a]pirenului în teren, anul 2019	70
Fig. 3.6	Repartiţia poluanţilor în probele de sedimente din lacul Beleu pe categorii, anul 2019	70
Fig. 3.7	Ponderea ΣDDT, ΣDDD, p,p'-DDE şi ΣHCH în probele prelevate în etapa II din situl Slobozia Mare, adâncimea 0-15 cm (anii 2015 – 2016)	72
Fig. 3.8	Distribuţia ΣPCO în situl Slobozia Mare, etapa II, adâncimea 0-15 cm	73
Fig. 3.9	Modificarea pe verticală a ΣPCO în probele prelevate din situl Slobozia Mare, etapa a doua (anii 2015 – 2016)	74
Fig. 3.10	Distribuţia bifenililor policloruraţi depistaţi în proba complexă prelevată din situl Ceadîr-Lunga după numărul de atomi de clor (anul 2019)	75

Fig. 3.11	Planul de prelevare a probelor din situl Ceadîr-Lunga	76
Fig. 3.12	Distribuția în plan a punctelor de prelevare și ΣPCB obținute, amplasamentul Stației electrice de tensiune înaltă din orașul Ceadîr-Lunga (perioada 2019 – 2020)	77
Fig. 4.1	Modelul conceptual al sitului lacul Beleu	80
Fig. 4.2	Modelul conceptual al sitului Slobozia Mare	81
Fig. 4.3	Modelul conceptual al sitului Ceadîr-Lunga	82
Fig. 4.4	Distribuția componentelor indicilor de risc pentru receptori	88
Fig. 4.5	Indicii generali de risc pentru sectorul Slobozia Mare, adâncimea 0-15 cm	93
Fig. 4.6	Acțiunea POPs din proba DS93 asupra creșterii culturilor de bacterii *Bacillus subtilis* CNMN BB-01, *Xanthomonas campestris* CNMN-BX-01, *E.carotovora* CNMN-BE-01, *Agrobacterium tumefaciens* CNMN-At-01, *Corinebaterium miciganense* (13a)	95
Fig. 4.7	Acțiunea POPs asupra culturii *Fusarium solani*: a) diferite probe; b) proba DS90	95
Fig. 4.8	Procesul de germinare (a) și sortare (b) a semințelor și de măsurare (c) a rădăcinilor și plantulelor	96
Fig. 4.9	Schema de prelevare a probelor pentru studierea biodiversității edafice, situl Slobozia-Dușca	101
Fig. 4.10	Distribuția pe verticală a ΣPOPs în sectoarele A și B, situl Slobozia-Dușca	103
Fig. 4.11	Distribuția organismelor nevertebrate (a) și fam. *Lumbricidae* (b) în materialul pământos prelevat din situl Slobozia-Dușca	105
Fig. 4.12	Compoziţia numerică și raportul dintre grupurile trofice de nevertebrate colectate din situl cercetat, în funcție de modul de nutriţie (total, fără fam. *Formicidae* şi speciile neidentificate)	106
Fig. 4.13	Tehnologiile și metodele de depoluare a solurilor contaminate cu poluanți organici persistenți	109

LISTA ABREVIERILOR

CMA	Concentrația maxim admisibilă
DDD	Diclorodifenildicloroetan
DDE	Diclorodifenildicloroetilenă
DDT	Diclorodifeniltricloroetan
DH DPMN	Districtul hidrografic Dunăre-Prut și Marea Neagră
DS, SD	Codul de notare a probelor de sedimente și sol
EPA	Agenția de Protecție a Mediului
HAP	Hidrocarburi aromatice policiclice
HCB	Hexaclorobenzen
HCH	Hexaclorociclohexan
HG	Hotărâre de guvern
HI	Indicele de hazard calculat
HQ	Coeficient de hazard
LD_{50}	Doza letală 50
MO	Monitorul Oficial
ND	Nedetectabil
PCB	Bifenili policlorurați
PCO	Pesticide cloro-organice
PO	Procedură operațională
POPs	Poluanții organici persistenți
RM	Republica Moldova
USM	Universitatea de Stat din Moldova
UTM	Universitatea Tehnică din Moldova
СОЗ	Стойкие органические загрязнители
ΣPOPs	Suma concentrației poluanților organici persistenți identificați

INTRODUCERE

Actualitatea și importanța temei cercetate. Umanitatea, în procesul său de dezvoltare, s-a confruntat cu diverse provocări, a căror rezolvare a solicitat de la ea un spirit deosebit de creativitate, tehnologizare și perfecționare. Acțiunile întreprinse pentru îmbunătățirea condițiilor de trai au dus la alterarea progresivă a calității componentelor mediului ambiant.

Impactul negativ asupra ecosistemelor este condiționat de pătrunderea în componentele de mediu a diferitor substanțe chimice improprii, de origine antropogenă. Ulterior, acestea pătrund dea lungul lanțurilor trofice și generează diverse procese distructive asupra organismelor. Printre acești xenobiotici se regăsesc și poluanții organici persistenți (POPs) – combinații organice cu efect de bioacumulare, biomagnificare și persistență în mediu. Impactul acestor compuși asupra diferitor componente de mediu, precum și reglementarea lor este reflectată în Declaraţia Conferinţei Naţiunilor Unite pentru Mediu şi Dezvoltare de la Rio de Janeiro, Protocolul de la Aarhus, Convențiile de la Stockholm, Basel, Rotterdam și alte acte internaționale [1-7]. Deși, documentele enumerate prevăd limitarea și, în cele din urmă, eliminarea producerii, utilizării, comercializării și stocării POPs, totuși, unii reprezentanți ai acestei categorii de xenobiotici au fost produși și comercializați și după anul 2000 [8].

Inițial, în conformitate cu Convenția de la Stockholm privind gestionarea POPs, aceștia au inclus trei categorii de substanțe, și anume:

- 8 pesticide cloro-organice (PCO): aldrin, clordan, DDT, dieldrin, endrin, heptaclor, mirex și toxafen;
- 2 produse chimice industriale: hexaclorobenzen (HCB) și bifenili policloruraţi (PCB);
- 2 grupe de produse secundare: dioxine și furani. Acești compuși pot avea și origine naturală, fiind eliminați în cazul erupțiilor vulcanice și incendiilor de vegetație [1, 9-10].

Ulterior, lista POPs a fost completată cu alți compuși periculoși, precum: difenileterii polibromuraţi, difenileterii policloruraţi, hexaclorociclohexanul (HCH), policloronaftalinele, policloroparafinele, hidrocarburile aromatice policiclice (HAP) etc. [2]. Unele din aceste substanțe, fiind produși intermediari obținuți în procesele de ardere, sunt reglementați prin Protocolul Comisiei Economice a Organizației Națiunilor Unite pentru Europa și recunoscuți ca POPs prin Protocolul Aarhus [3].

Actualmente, POPs sunt identificați practic în toate componentele mediului ambiant: sol, sedimente, apă, aer, organisme etc., inclusiv și în regiuni unde nu au fost utilizați niciodată [11-12]. Liposolubilitatea acestora condiționează bioacumularea lor în organisme, preponderent în țesuturile adipoase. Pătrunderea xenobioticilor din acest grup de poluanți în organisme se soldează

cu afectarea sistemelor: nervos, reproductiv, imun, endocrin etc. [13]. Deja, la nivel mondial sunt numeroase studii ce demonstrează teratogenitatea și cancerogenitatea acestor compuși [14-15]. Problema contaminării componentelor mediului ambiant cu POPs este actuală și pentru Republica Moldova (RM). Se estimează că în perioada anilor 1950-1990, pe teritoriul RM, în agricultură, au fost utilizate 560 mii tone de pesticide, 22 mii tone din ele fiind PCO [4, 16].

Astfel, agricultura intensivă, mai ales, în perioada anilor 1970 – 1990 și insuficiența unui control riguros asupra utilizării pesticidelor în ultimii 30 de ani au condiționat poluarea excesivă a solului cu PCO, iar depozitele de păstrare a pesticidelor și rezervoarele de pregătire a acestora și astăzi, constituie un pericol iminent pentru mediul ambiant și populație [17]. Inventarierea loturilor poluate de pe teritoriul RM a stabilit prezența a peste 1600 de locații contaminate cu POPs [18-20], dintre care circa 600 se află în districtul hidrografic Dunăre-Prut și Marea Neagră (DH DPMN). Pe aceste situri, nivelul de poluare depășește valoarea concentrației maxim admisibile (CMA) pentru ΣPOPs de zeci și sute de ori, iar în unele focare de poluare și mai mult. De exemplu: Găgăuzia, Cișmichioi (74,7 g/kg – depozit relativ intact) și Leova, Colibabovca (39,9 g/kg – depozit practic distrus). Legislația națională prevede CMA ΣPOPs de 0,1 mg/kg pentru soluri agricole și 50 mg/kg pentru deșeuri toxice [21-22]. În același timp, pe teritoriul țării, de multe ori sunt identificate focare de poluare cu POPs, condiționate de aruncarea acestor compuși cu alte tipuri de deșeuri pe câmpuri, coline, la gunoiști autorizate și neautorizate.

Actualitatea și importanța temei de cercetare abordată rezidă și din faptul că o parte bună din aceste focare de contaminare, actualmente, se află în paragină, sunt distruse și neizolate. Poluanții din aceste depozite și rezervoare, prin intermediul vântului, scurgerilor de suprafață, înfiltrărilor în sol etc., migrează atât pe orizontală, cât și pe verticală la distanțe destul de mari. Ca rezultat se poluează nu doar solul, apa și aerul, dar și produsele alimentare, care, ulterior, sunt consumate. Identificarea prezenței POPs în alimente, preponderent în cele de origine animală (ouă, pește, produse lactate etc.) [23], precum și în laptele matern și diverse țesuturi și organe interne reflectă importanța cercetărilor în domeniul dat și necesitatea efectuării măsurilor de rigoare pentru înlăturarea surselor de poluare. Ingestia nu este unica cale de încorporare a PCO în organisme. Pătrunderea poate avea loc și prin inhalare sau pe cale cutanată. Aceeași situație se atestă și în cazul PCB și HAP, principalele surse de poluare fiind transformatoarele sistemelor energetice și, respectiv, diferite procese de ardere, inclusiv incinerarea deșeurilor.

Evaluarea conținutului de POPs în produsele agricole, produsele alimentare și diverse organisme nu este suficientă pentru a rezolva sau înlătura problema poluării acestora cu diferite categorii de POPs. De rând cu analiza calitativă și cantitativă a conținutului de contaminanți, este

esențial de a identifica sursele de poluare și migrare a poluanților, precum și căile de expunere a receptorilor, de a stabili cele mai eficiente metode de remediere a siturilor contaminate, iar pentru sectoarele cu un nivel avansat de poluare – cele mai rentabile și inofensive metode de tratare. Necesitatea cercetării aspectelor date este esențială pentru a asigura securitatea și sănătatea vieții organismelor și mediului față de contaminarea cu POPs – drept asigurat de legislația națională și internațională.

Studiul conținutului de POPs în componentele de mediu, precum și a altor categorii de contaminanți, cu elaborarea ulterioarelor măsuri de remediere și/sau tratare contribuie la asigurarea realizării obiectivelor de dezvoltare durabilă în RM, stipulate în documentul de referință „Moldova europeană 2030", Obiectivul specific 10.1. Îmbunătățirea calității apei, aerului și solurilor [24]. Totodată, cercetarea acestor poluanți se încadrează și în Strategia Națională cu privire la reducerea și eliminarea POPs și Planul Național de implementare a Convenției de la Stockholm privind POPs, aprobate prin Hotărârea de Guvern (HG) nr. 1155 din 20 octombrie 2004 [25]. Elaborarea recomandărilor și implementarea mecanismelor de remediere a siturilor poluate constituie o problemă majoră atât la nivel național, cât și global. Până în anul 2025, la nivel european, se așteaptă o creștere cu 50% a numărului siturilor poluate și potențial poluate înregistrate. Numărul acestor situri la nivel global se estimează că variază de la 10 până la 20 de milioane [26].

Prezenta teză de doctor în științe chimice „Estimarea riscului de poluare chimică cu POPs în DH DPMN din regiunea de sud a RM și elaborarea recomandărilor de remediere" scoate în evidență problema poluării solurilor și apelor din regiunea de sud a RM cu PCO, PCB și HAP, impactul acestora asupra diferitor organisme, modalitatea de estimare a riscului de poluare chimică pentru trei sectoare cercetate, precum și propune unele recomandări de remediere a situației pentru siturile vizate. Necesitatea estimării riscului de poluare chimică cu POPs în regiunea de sud a RM și realizarea măsurilor de redresare este condiționată de următoarele aspecte:

- valoarea internațională a regiunii date (Rezervația naturală Prutul de Jos – Zonă umedă Ramsar) [27];
- sudul Moldovei este colectorul tuturor apelor de suprafață ce curg pe teritoriul RM;
- potențialul ridicat de poluare cu POPs-uri, datorită activităților industriale și agricole din zonă, precum și a schimbărilor climatice;
- cercetarea în context transfrontalier a proceselor de poluare, migrație și influență a contaminanților (RM, România, Ucraina).

Prin urmare, cercetarea problemei de estimare a riscului de poluare chimică cu POPs este esențială pentru a proteja sănătatea publică și calitatea mediului.

Scopul lucrării (obiectivul general): studierea riscului de poluare chimică cu POPs a DH DPMN din regiunea de sud a RM și elaborarea recomandărilor pentru remedierea teritoriilor contaminate.

Obiectivele cercetării includ:

1. Studiul POPs, al principiilor de estimare a riscului de poluare chimică, precum și analiza cadrului legislativ și normativ în domeniul gestionării acestora.
2. Analiza probelor de apă, sedimente și sol prelevate din DH DPMN din regiunea de sud a RM: lacul Beleu (poluare specifică cu HAP), amplasamentul depozitului de PCO din satul Slobozia Mare și amplasamentul stației electrice de tensiune înaltă din orașul Ceadîr-Lunga (poluare specifică cu PCB).
3. Elaborarea modelelor conceptuale de estimare a riscului de poluare chimică cu POPs și calcularea indicilor de risc pentru amplasamentul depozitului din satul Slobozia Mare, împreună cu testarea acțiunii POPs asupra diferitor organisme.
4. Elaborarea recomandărilor pentru remedierea poluării cu POPs în regiunea de sud a RM, atât în aspect general, cât și pentru zonele cercetate, în mod particular.
5. Diseminarea rezultatelor cercetărilor în rândul comunității academice și a publicului larg.

Ipoteza de cercetare constă în faptul că pe teritoriul RM sunt prezente teritorii cu un grad înalt de poluare cu POPs, care prezintă un pericol iminent pentru componenta biotică a ecosistemelor. Identificarea și investigarea lor, cu implementarea acțiunilor adecvate de remediere, vor avea un impact pozitiv asupra sănătății populației și calității mediului ambiant.

Sinteza metodologiei de cercetare și justificarea metodelor de cercetare alese. Metodologiile și metodele de cercetare utilizate au fost selectate în corespundere cu obiectivele trasate. Analiza bibliografică a situației în domeniul poluării componentelor de mediu cu POPs a fost efectuată prin metode teoretice precum: documentarea, compararea, studiul statistic, sistematizarea informației, analiza, sinteza etc.

Metodele experimentale utilizate au fost orientate spre realizarea practică a cercetării, utilizând prevederile standardelor naţionale [28]. Etapele de studiu au fost executate în conformitate cu metodele standardizate la nivel național și/sau internațional și procedurile operaționale interne. Analiza calitativă și cantitativă a conținutului de POPs în probele de apă, sedimente și sol, precum și extractele acestora a fost realizată prin cromatografie cu gaz, cuplată cu detector micro ECD (pentru PCO și PCB) și detector de mase 5973 (pentru HAP). Rezultatele obținute au fost procesate cu ajutorul softului ChemStation. Pentru asigurarea calității analizelor a fost utilizată metoda standardului intern (în prezenta cercetare - amestec de PCB-29 și PCB-209).

Aceste metode au fost alese pentru a asigura o evaluare precisă și detaliată a nivelului de poluare cu POPs în zona studiată.

Estimarea riscului de poluare chimică a fost efectuată prin dezvoltarea modelelor conceptuale pentru siturile cercetate și determinarea indicelui total de risc. Investigarea acțiunii POPs asupra diferitor organisme a fost realizată în baza metodologiilor specifice utilizate de către laboratoarele specializate, în colaborare cu care au fost efectuate simulările vizate. Valoarea pH-ului extractelor apoase utilizate în analiza toxicității POPs asupra biotei a fost stabilită potențiometric, iar concentrațiile metalelor grele – spectrofotometric.

Noutatea și originalitatea științifică constă în stabilirea conținuturilor de POPs în probele de sol, apă și sedimente subacvatice prelevate în regiunea de sud a RM, precum și monitorizarea evoluției în timp a acestora în condițiile geologice și meteorologice specifice țării noastre.

În premieră au fost dezvoltate modelele conceptuale de estimare a riscului de poluare chimică pentru siturile lacul Beleu, Slobozia Mare și Ceadîr Lunga și a fost determinat indicele de risc total pentru amplasamentul depozitului de PCO din satul Slobozia Mare, folosind valorile concentrațiilor determinate, nivelele de toxicitate a poluanților identificați, prezența receptorilor de risc și capacitatea de migrare a poluanților în diverse componente de mediu.

Prin testarea acțiunii POPs prezenți în probele de sol și sedimente subacvatice prelevate de pe teritoriul RM asupra diferitor organisme s-au stabilit anumite comportamente și formulate concluzii privind toleranța speciilor la acțiunea sinergică a POPs cercetați. Totodată, a fost formulat un set de recomandări de remediere specifice siturilor cercetate, pornind de la particularitățile acestora.

Problema științifică soluționată constă în fundamentarea metodologiilor complexe de estimare a riscului de poluare chimică cu POPs, ceea ce a condus la elaborarea recomandărilor eficiente de diminuare a riscului asociat POPs pentru siturile cercetate, pentru utilizarea lor ulterioară de către autoritățile publice locale, instituțiile din domeniu și alți factori de decizie.

Semnificația teoretică: s-au dezvoltat metode ample și inovatoare pentru estimarea riscului de contaminare cu POPs, evidențiind sursele de poluare, căile de migrare și toxicitatea acestora, precum și potențialii receptori pentru siturile cercetate. Metodele elaborate pot fi ajustate și aplicate în cazul altor categorii de poluanți, precum și pentru elaborarea diferitor ghiduri metodologice de estimare a riscurilor de poluare chimică. Rezultatele obținute vor suplini bazele de date privind nivelul de poluare a teritoriului RM cu POPs, servind drept suport pentru noi cercetări în domeniu și implementării unor strategii de gestionare eficientă a POPs.

Valoarea aplicativă: rezultatele obținute au permis formularea concluziilor privind răspândirea, migrarea și transformarea POPs în mediul ambiant. Acestea vor completa bazele de

date naționale și vor servi drept suport pentru argumentarea necesității implementării diferitor politici de mediu la nivel național și regional. Diseminarea rezultatelor studiului va contribui la conștientizarea populației privind problema poluării componentelor de mediu cu POPs și impactul acestora asupra sănătății umane. Metodologia de estimare a riscului prezentată permite clasificarea siturilor poluate, cu efectuarea ulterioară a activităților de remediere în ordinea priorității lor. Informațiile reflectate în teză prezintă interes pentru factorii de decizie, organizațiile de mediu, specialiști, cercetători, studenți și, chiar, populația de rând.

Implementarea și aprobarea rezultatelor științifice. Rezultatele obținute în cadrul studiului contribuie la soluționarea problemei impactului POPs asupra componentelor de mediu, fiind necesare autorităților prentru elaborarea și implementarea diferitor politici de mediu. Rezultatele prezentate în teză sunt parte componentă a unor studii de amploare realizate în cadrul proiectelor instituționale și regionale desfășurate în Laboratorul de Monitoring al Calității Mediului din cadrul Institutului de Chimie al USM:

1) ANCD/20.80009.7007.20. Studiul și gestionarea surselor de poluare pentru elaborarea recomandărilor de implementare a măsurilor de reducere a impactului negativ asupra mediului și sănătății populației (2020-2023);
2) BSB27. Black Sea Basin interdisciplinary cooperation network for sustainable joint monitoring of environmental toxicants migration, improved evaluation of ecological state and human health impact of harmful substances and public exposure prevention (2018-2021);
3) CSSDT/15.817.02.19A. Studierea complexă a mediului geologic pentru prevenirea poluării și utilizarea rațională a resurselor minerale (2015-2019);
4) Cross-border interdisciplinary cooperation to prevent natural disasters and mitigate environmental pollution in the Lower Danube Euroregion (2013-2015) etc.

O parte din etapele de cercetare, în special testările toxicologice, au fost realizate în colaborare cu colegii din Laboratorul Hidrobiologie și Ecotoxicologie (Institutul de Zoologie, USM), Laboratorul Colecția Națională de Microorganisme Nepatogene (Institutul de Microbiologie și Biotehnologie, UTM), Laboratorul Microbiologia Solului (Institutul de Microbiologie și Biotehnologie, UTM) și Laboratorul de Pedologie (Institutul Național de Cercetări Aplicative în Agricultură și Medicină Veterinară, MAIA).

Rezultatele obținute au fost publicate în 22 lucrări științifice, inclusiv: 2 lucrări științifico-didactice, 4 articole și 16 rezumate la conferințe și alte manifestări științifice: Tendinţe contemporane ale dezvoltării ştiinţei: viziuni ale tinerilor cercetători (2014, 2016), Environmental Challenges in Lower Danube Euroregion (2015), Contaminated sites (2016), Balkan Workshop on

Applied Physics, Ecological and environmental chemistry (2017, 2022), Achievements and perspectives of modern chemistry (2019), Deltas and Wetlands (2019), Environmental Challenges in the Black Sea Basin: Impact on Human Health (2020), Environmental Toxicants in Freshwater and Marine Ecosystems in the Black Sea Basin (2020), The Environment and the Industry (2022), Ecological chemistry ensures a healthy environment (2022), Advanced materials to reduce the impact of toxic chemicals on the environment and health (2023) etc.

Rezumatul capitolelor tezei. Prezenta lucrare conține adnotarea, listele abrevierilor, tabelelor și figurilor, introducerea, patru capitole, bibliografia (243 titluri), 36 anexe, declarația privind asumarea răspunderii, CV-ul candidatului și lista publicațiilor. Capitolele de bază sunt prezentate pe 120 pagini și includ: 24 tabele și 39 figuri.

Introducerea reflectă următoarele aspecte: actualitatea și importanța temei cercetate, scopul lucrării (obiectivul general), obiectivele cercetării, ipoteza de cercetare, sinteza metodologiei de cercetare și justificarea metodelor de cercetare alese, noutatea și originalitatea științifică, problema științifică soluționată, semnificația teoretică, valoarea aplicativă, implementarea și aprobarea rezultatelor științifice, rezumatul capitolelor tezei.

Capitolul 1. În capitolul dat este prezentată o retrospectivă a informației privind compoziția POPs (trei categorii de POPs: PCO, PCB și HAP), reactivitatea și transformarea lor în mediu, sursele de poluare și domeniile de utilizare, prezența POPs în componentele de mediu și impactul lor asupra organismelor, precum și aspectele evaluării riscului de poluare chimică.

Capitolul 2. În prezentul capitol sunt descrise obiectele de cercetare - componente ale DH DPMN. În continuare, este caracterizată metodologia de prelevare, transportare, păstrare și pregătire a probelor de apă, sedimente și sol, precum și procedura de extracție a POPs din aceste componente de mediu. Tot în acest capitol este reflectată metodologia de estimare a riscului de poluare chimică în baza modelelor conceptuale și indicelui total de risc, care include spectrul, concentrațiile și nivelul de toxicitate a poluanților depistați, receptorii de risc și potențialul de migrare al acestora. Capitolul include și descrierea metodelor experimentale de simulare a acțiunii POPs asupra diferitor organisme.

În **Capitolul 3** se prezintă o informație amplă privind rezultatele analizelor calitative și cantitative ale nivelului de poluare cu POPs a trei sectoare selectate: lacul Beleu, Slobozia Mare și Ceadîr-Lunga. Rezultatele sunt prezentate în mod narativ, evidențiindu-se complexitatea analizelor și gravitatea problemei poluării componentelor cercetate, din perspectiva depășirii valorilor CMA pentru componenții analizați.

Capitolul 4. În capitolul dat sunt dezvoltate modelele conceptuale de estimare a riscului de poluare chimică pentru toate trei situri cercetate. Totodată, pentru amplasamentul depozitului

de PCO din satul Slobozia Mare este descrisă aplicarea metodologiei de estimare a riscului de poluare chimică în baza determinării indicelui total de risc pentru fiecare probă – procedură ce permite de a stabili prioritatea aplicării măsurilor de tratare și/sau remediere a loturilor poluate. Capitolul continuă cu descrierea rezultatelor testărilor toxicologice asupra diferitor organisme și impactului POPs asupra biodiversității solului. Tot în acest capitol sunt prezentate metodele de tratare/ remediere a loturilor cu diferite grade de contaminare cu POPs, în ansamblu, și a sectoarelor examinate, în particular.

Fiecare capitol se finalizează cu concluzii relevante, care rezumă rezultatele obținute în cadrul cercetărilor teoretice și practice, precum și atingerea scopului și obiectivelor cercetării.

1. POLUANȚII ORGANICI PERSISTENȚI – COMPUȘI CU RISC CHIMIC SPORIT PENTRU MEDIUL AMBIANT ȘI SĂNĂTATEA POPULAȚIEI

Poluanții organici persistenți sunt compușii organici caracterizați printr-o persistență îndelungată în componentele mediului ambiant [2]. Persistența lor se datorează timpului îndelungat de înjumătățire și rezistenței la acțiunea factorilor chimici, biochimici și fotolitici din mediu [10]. Acești poluanți se caracterizează prin toxicitate înaltă și biomagnificare, având consecințe devastatoare și ireversibile.

Studiul compoziției și proprietăților POPs, a nivelului de poluare și de migrare a acestora, precum și impactul lor negativ asupra organismelor reprezintă obiective importante în protejarea ecosistemelor. Acestea sunt etape esențiale în estimarea riscului de poluare chimică a mediului ambiant cu diferiți xenobiotici. Adoptarea promptă a măsurilor eficiente de protecție a ecosistemelor va contribui la menținerea unor condiții favorabile și adecvate valorii biologice de habitare pentru toate organismele vii.

1.1. Compoziția poluanților organici persistenți

Pesticide organoclorurate

În aspect general, pesticidele includ substanțe chimice cu efect toxic, ce sunt utilizate pentru distrugerea dăunătorilor. Pesticidele se clasifică după: origine, destinație, forma fizică, structura chimică, precum și alte principii (Anexa 1) [29-31]. O categorie de pesticide extrem de toxice se consideră a fi cele organoclorurate (PCO). Ele sunt biocide de origine antropogenă, utilizate, preponderent, pentru combaterea insectelor, au o toxicitate înaltă și pătrund în organism prin ingestie, inhalare și contact. Cele mai răspândite PCO sunt prezentate în Anexa 2 [32-33].

În cazul pesticidelor HCH, efect biocid manifestă mai mulți izomeri ai acestei categorii, iar în cazul DDT - și produșii săi de transformare. Aceste pesticide, în condiții normale, se prezintă sub formă de substanțe solide de diferite nuanțe (excepție: clordan - lichid vâscos), cu o solubilitate relativ scăzută în apă (de la 27 μg/L până la 50 mg/L), dar cu o înaltă persistență în mediu. Informațiile spre comparație sunt prezentate în Anexa 3 [14, 33].

În prezent se utilizează peste 670 tipuri de pesticide și produse de uz fitosanitar, însă creșterea numărului de specii de dăunători rezistenți la acțiunea acestora determină necesitatea introducerii de noi și noi preparate cu eficacitate mai puternică, dar ai căror nivel de toxicitate, momentan, nu este cunoscut și/sau confirmat [34]. Cartografierea raioanelor RM în funcție de intensitatea utilizării produselor de uz fitosanitar în perioada anilor 2012-2019 denotă că nivelul maxim de aplicare a acestor produse a fost înregistrat în raionul Strășeni (în mediu 4,66 kg/ha) și

raionul Dondușeni (în mediu 4,48 kg/ha), urmate de raioanele Ocnița, Soroca, Rîșcani, Briceni, Criuleni etc. Totodată, în această perioadă au fost înregistrate 1126 cazuri de intoxicații acute cu pesticide, 5,40% din ele soldându-se cu deces. Circa o pătrime din cazurile înregistrate au revenit copiilor [35].

Bifenilii policlorurați

Bifenilii policlorurați constituie o clasă de compuși xenobiotici organici cu formula generală $C_{12}H_{10-n}Cl_n$. Pentru prima dată, PCB au fost sintetizați în anul 1929, în Statele Unite. În prezent se atestă existența a circa 209 izomeri, 150 din ei fiind identificați în mediul ambiant [36]. Reprezentanții clasei de PCB pot conține un număr diferit de atomi de clor (de la 1 până la 10) și au un grad de clorurare cuprins în limitele 18,79 – 71,10%. Schema structurală este prezentată în Figura 1.1.



, unde R = H sau Cl

Fig. 1.1. Schema structurală a bifenililor policlorurați [37-38]

Nivelul de clorurare a moleculei de bifenil, determină proprietățile compușilor și, respectiv, domeniile de utilizare. În dependență de gradul de clorurare, PCB se prezintă ca lichide uleioase (mai puțin clorizate) până la rășini de culoare neagră (cu un grad înalt de clorizare). Produsele comerciale sunt sub formă de lichide uleioase de culoare maron. Densitatea acestor compuși este cuprinsă în limitele 1,182-1,566 kg/m^3. Odată cu creșterea numărului atomilor de clor, crește și solubilitatea în grăsimi, dar scade solubilitatea în apă, informații prezentate în Anexa 4. În fond, PCB sunt puțin solubili în apă, glicerină, formol, dar solubili în majoritatea solvenților organici. Deoarece substanțele date sunt liposolubile, ele se bioacumulează în țesuturile adipoase ale organismelor [37]. Odată cu creșterea masei moleculare a reprezentanților clasei date, scade capacitatea lor de volatilizare.

Bifenilii policlorurați au o stabilitate chimică foarte mare, fiind inerți la acțiunea agenților chimici (acizi, baze sau oxidanți). Ei sunt neinflamabili, neexplozivi, au o constantă dielectrică foarte mare, fiind utilizați ca izolanți electrici foarte buni. În plus, acești compuși au o capacitate de lubrifiere înaltă, conductivitate termică mare, precum și proprietăți adezive și plastifiante.

Denumirea comercială pentru PCB este „Aroclor”, urmată de patru cifre. Ultimele două cifre arată conținutul de clor în compusul examinat. Produsele comercializate ale PCB conțin, pe

lângă componenții de bază, și diferite impurități de naftaline clorurate, dibenzofurani, dibenzo-p-dioxine, ce prezintă o toxicitate foarte înaltă. Actualmente, se întâlnesc peste 50 de denumiri comerciale uzuale ale PCB, cum ar fi: Clofen, Delor, Hivar, Nepolin, Fenoclor etc. [38]. În cazul condensatoarelor cu PCB, acestea sunt de tip: ISO KOND (LKCF, LKPF), NOKIA (USOKP), ITM FILIASI (CSC, CS) etc.

Hidrocarburile aromatice policiclice

Hidrocarburile aromatice policiclice constituie o clasă de compuși organici, reprezentanții căreia conțin în structură două sau mai multe nuclee aromatice unite. Formulele de structură și numărul CAS pentru cele mai răspândite HAP sunt reprezentate în Anexa 5. În marea parte, HAP prezentate în Anexa 5, în condiții normale, sunt substanțe solide de diferite nuanțe, cu excepția 1-metilnaftalinei, care este lichidă. După cum se observă din Anexa 6, volatilitatea și solubilitatea în apă a acestor compuși scade pe măsura creșterii masei moleculare [14, 39]. Cea mai studiată HAP este benzo[a]pirena ($C_{20}H_{12}$).

HAP, de rând cu PCO și PCB sunt lipofile, persistente și au efect toxic extrem asupra organismelor. Toxicitatea HAP se schimbă în limite foarte mari și este cauzată de structura lor. De exemplu, produsul tehnic CREOSOT, utilizat pe larg pentru tratarea lemnului (piloni, căi ferate), reprezintă un amestec de HAP și alți compuși. Acesta este un lichid uleios de culoare galbenă până la albastru închis-maroniu, insolubil în apă, dar solubil în acetonă, toluen și benzen. Amestecul dat este interzis spre utilizare în Uniunea Europeană, deoarece este cancerigen.

1.2. Reactivitatea și transformarea în mediu

Procesul de migrare și transformare a POPs în mediul ambiant are un caracter complex și este de durată. Viteza de deplasare a acestor compuși în geosfere crește pe măsura trecerii de la litosferă, hidrosferă spre atmosferă. Astfel, în sol și sedimentele subacvatice, deplasarea POPs este limitată. În apele naturale, mobilitatea POPs este mai mare. Poluanții fiind adsorbiți (peste 80%) pe particulele de sedimente sau pe cele aflate în suspensie, preponderent de natură organică, pot fi transportați până la zeci și sute de kilometri. În cazul atmosferei, POPs sunt duși de masele de aer la distanţe foarte mari [40-41], fiind identificați și în regiunile, precum cele montane și polare, locuri unde nu au fost utilizați niciodată [42-43].

Transformarea POPs în mediul ambiant este determinată de proprietățile fizico-chimice ale acestora: densitatea, masa moleculară, solubilitatea în apă, presiunea vaporilor, coeficientul de adsorbție a solului, stabilitatea chimică la acțiunea agenților de oxidare, reducere, hidroliză, fotodegradare, biodegradare etc. [44-46]. Deși, POPs se caracterizează printr-o stabilitate chimică înaltă, totuși, în timp, se pot transforma în diverși produși de reacție – substanțe care au un grad

variat de toxicitate [47]. Transformările la care sunt supuși POPs în mediul ambiant pot avea loc sub influența diferitor factori de mediu, atât de natură fizico-chimică, cât și biochimică. Antrenarea POPs în procesele fizice, chimice și biochimice are loc prin diferite mecanisme, cele mai caracteristice fiind:

1) degradarea biochimică aerobă și anaerobă – pentru sol și sedimente;
2) degradarea fotochimică abiotică – pentru atmosferă;
3) adsorbția și sedimentarea – pentru hidrosferă;
4) liposolubilitatea, bioacumularea și biomagnificarea – pentru biosferă etc.

De exemplu, heptaclorul se transformă în heptacloroepoxid în rezultatul oxidării în mediu (sol, plante și animale), iar produsul obținut are o toxicitate cu mult mai mare și o stabilitate mai înaltă în sistemele biologice. Schema transformării heptaclorului este redată în Figura 1.2.

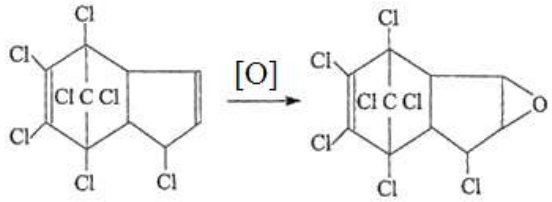


Fig. 1.2. Schema de transformare a heptaclorului în heptacloroepoxid [32]

Compusul aldrin, în sol, în prezența microorganismelor (preponderent *Penicillium glaucum*), se oxidează cu formarea epoxidului său, numit dieldrin (Figura 1.3). Totodată, acesta poate fi metabolizat și de plante și animale, fapt confirmat prin diverse analize de laborator [32].

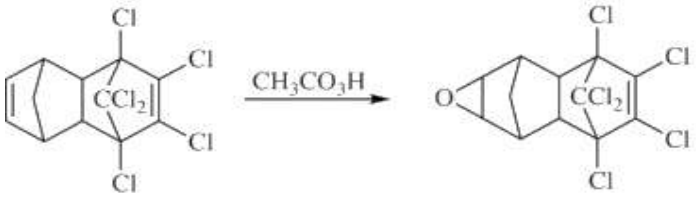


Fig. 1.3. Metabolizarea aldrinului în dieldrin în componentele de mediu [32]

Endrinul este stabil la acţiunea compușilor chimici (agenţi de oxidare alcalină, emulsiferi, agenţi de umectare, solvenţi, compușii chimici de bază etc.). Endrinul izomerizează sub influenţa luminii ultraviolete, iar la amestecare cu straturile catalitice active se descompune. La temperaturi mai mari de 200°C, endrinul se transformă în alte insecticide, ce se caracterizează printr-o activitate mai joasă.

Insecticidul DDT, în mediul ambiant, prin volatilizare, fotoliză şi biodegradare, se transformă în difenildicloroetilenă (DDE) şi diclorodifenildicloroetan (DDD), schema completă fiind redată în Figura 1.4 [48].

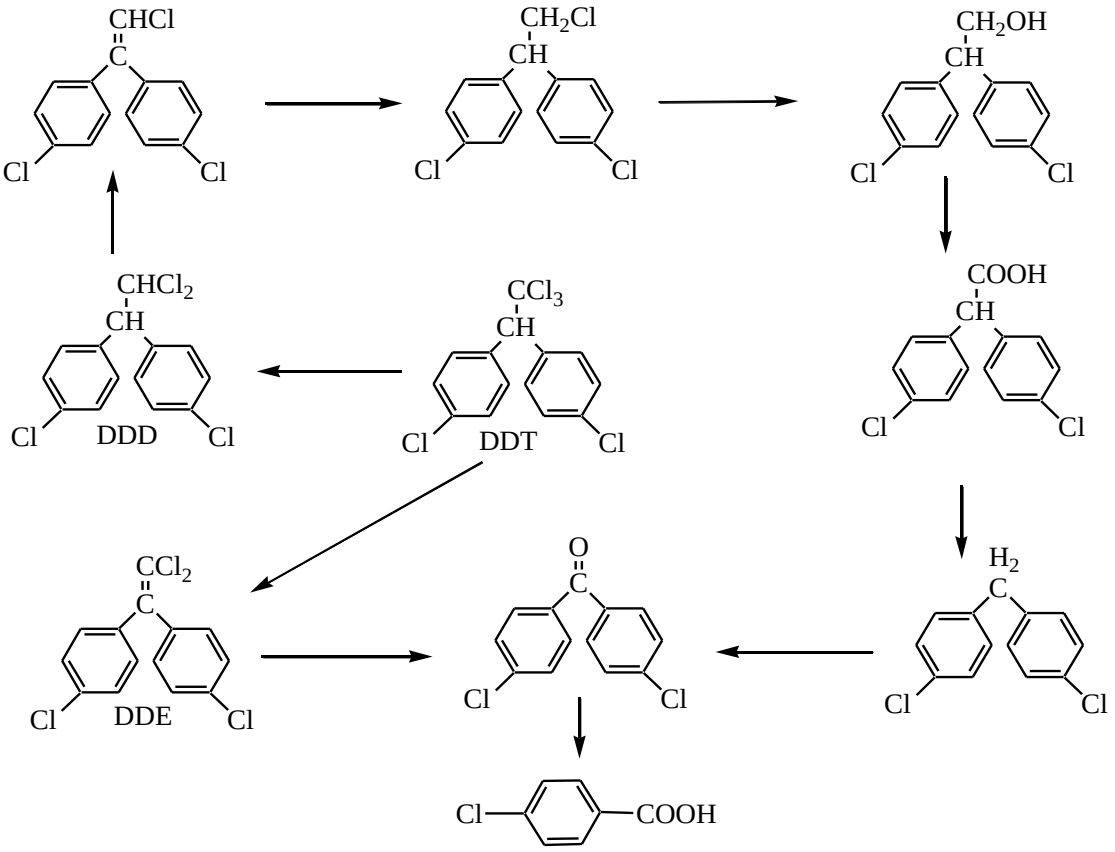


Fig. 1.4. Metabolizarea DDT în componentele de mediu [48]

În cazul mirexului, stabilitatea lui se consideră extremă. Acest compus nu reacţionează cu acizii azotic, clorhidric și sulfuric, cu bazele, ozonul şi clorul, dar poate fi declorinat reductiv cu ajutorul vitaminei B_{12} sau a porfirinului redus al fierului. De asemenea, mirexul poate fi descompus parțial prin expunere la acțiunea radiaţiei ultraviolete în solvenţi de hidrocarburi sau a razelor gama. Produsul procesului de declorinare sub influența razelor ultraviolete este fotomirexul (8-monohidro-mirex). Acesta este destul de rezistent la acțiunea temperaturilor înalte, descompunerea pirolitică începând abia la 525°C, iar circa 98-99% din compus este supus combustiei rapide la circa 700°C (într-o secundă).

Bifenilii policloruraţi, în mediul ambiant, se transformă destul de lent, fapt determinat de stabilitatea acestora în componentele de mediu. În majoritatea cazurilor, inertitatea chimică a PCB în atmosferă și apele naturale este condiționată de existența lor în stare adsorbită, ceea ce ridică nivelul de stabilitate la acțiunea luminii, agenților de oxidare și hidroliză, precum și de distrugere

biochimică. Se estimează că din 100 tulpini de microorganisme capabile să metabolizeze compușii policlorurați, doar 5 tulpini pot prezenta rezultate pozitive în biodegradarea PCB [49-50].

Degradarea anaerobă a PCB prin declorinare reductivă favorizează înlăturarea atomilor de clor din pozițiile meta- și para-. În rezultat se obțin bifenili clorosubstituiți (Figura 1.5), preponderent în pozițiile orto-, cu un număr mai mic de atomi de clor, o parte din ei având o toxicitate mai redusă (categoria IV) [51-55]. Astfel de degradare este caracteristică sedimentelor, apelor subterane, maselor de sol de la adâncime etc. Degradarea anaerobă, de obicei, precedă transformarea aerobă a PCB.

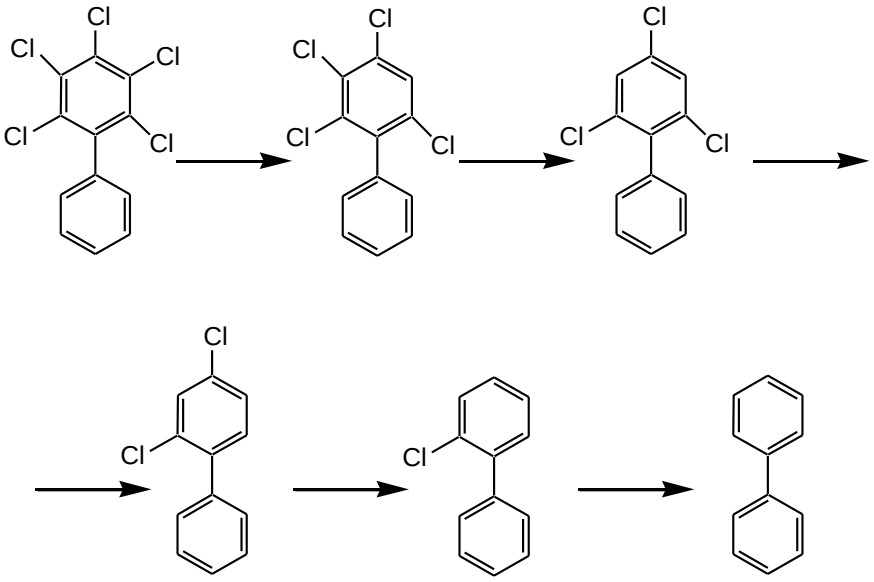


Fig. 1.5. Schema declorurării anaerobe a unui bifenil policlorurat cu ajutorul tulpinei bacteriene *Dehalococcoides ethenogenes* 195 [55]

Procesele aerobe de distrugere a PCB, la fel, decurg foarte lent. Ele sunt cu mult mai complexe și diversificate. În dependență de tulpinile implicate și condițiile de biodegradare, se pot obține așa produși ca acizi pentadienici, acizi clorobenzoici, metanal, acid piruvic etc. Schema generalizată de biodegradare aerobă este prezentat în Figura 1.6. Deși, unii PCB se pot transforma în produși de degradare ce prezintă un pericol mai mic pentru componenții mediului ambiant, totuși, în prezența unor fermenți se pot obține bifenilpolioli clorosubstituiți, care prezintă toxicitate similară PCB, ducând la dezvoltarea formelor grave ale diferitor maladii [56-62].

Modul de transformare a HAP în mediul ambiant, la fel, este foarte variat. Acest fapt este condiționat atât de structura HAP, cât și de capacitatea de reacționare a acestora. Literatura de specialitate prezintă diverse mecanisme de transformare a HAP, compoziția calitativă și cantitativă a produșilor transformării fiind specifici compusului degradat și modului de transformare.

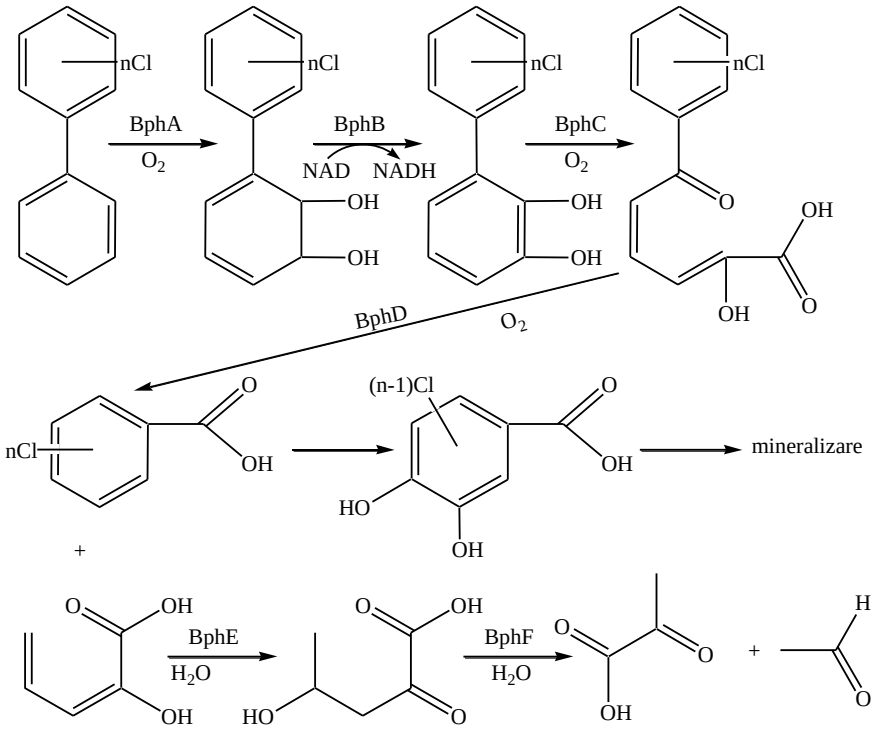


Fig. 1.6. Exemplu de schemă generalizată de biodegradare aerobă a PCB [55, 60-62][1]

Spre exemplu, sub acțiunea fungilor *Pleurotus ostreatus*, fenantrenul poate fi transformat în acid 2,2′-bifenildicarboxilic, iar sub influența bacteriilor *Ochrobactrum sp. strain* degradează până la acid citric [63]. Sub acțiunea ozonului, o parte din HAP se transformă în chinone polinucleare, iar în prezența oxidului de azot (IV) – în nitrobenzopirene – ambele categorii de produși au efect mutagen [49]. Transformarea POPs în mediul ambiant poate dura de la câteva zile până la câteva decenii. În acest context, se utilizează noțiunea de „timp de înjumătățire" (perioada de timp în care jumătate din cantitatea de substanță toxică se transformă în produși inofensivi) [6]. Timpul de înjumătățire pentru unii POPs în componentele mediului este prezentat în Tabelul 1.1.

Tabelul 1.1. Timpul de înjumătățire a unor POPs [64-65]

Poluantul	**Timpul de înjumătățire**	**Componentul mediului**
α-HCH	până la 5 luni	sol
γ-HCH	20-50 zile	sol [66]
aldrin	de la 20 zile la 1,6 ani	sol şi ape de suprafaţă
clordan	1-4 ani	sol
dieldrin	5 ani	sol
DDT/ metaboliții	10-15 ani	sol
endrin	12 ani/4-40 ore	sol/în aer

Poluantul	**Timpul de înjumătățire**	**Componentul mediului**
heptaclor	0,75-2 ani	sol
mirex	până la 10 ani	sol
toxafen	100 zile - 12 ani	sol
PCB3	circa 2 ani	sol/ sedimente
PCB209	6-7 ani	sol/ sedimente
HAP	până la câţiva ani	sol şi ape subterane

[1] BphA-BphE sunt diferite tipuri de fermenți

1.3. Surse de poluare a mediului ambiant cu poluanți organici persistenți versus domeniile lor de utilizare

Poluarea cu POPs poate avea loc de la orice întreprindere producătoare de POPs sau de la orice teritoriu, unde acestea sunt depozitate. Ele se pot răspândi în mediul ambiant atât prin diverse procese naturale, cât și prin intermediul activităților umane. Sursele de poluare cu POPs sunt destul de variate și pot fi grupate convențional în surse de suprafață, de linie și punctiforme. Sursele de poluare de suprafață se asociază diferitor activități agricole, cum ar fi: arderea miriștilor, utilizarea produselor fitosanitare, pesticidelor etc. La sursele de poluare de linie se atribuie activitățile de transportare a POPs în cadrul întreprinderilor, fabricilor, asociațiilor agricole etc. Aici nu se include transportarea poluanților dați pe drumurile publice. La sursele punctiforme se referă diverse procese industriale și neindustriale, cum ar fi: procesele de producere a chimicalelor clorurate, procese industriale ce implică utilizarea pesticidelor, transformatoarelor, procesele de reciclare a uleiurilor uzate, stocarea lemnului tratat, incinerarea deșeurilor etc., o parte fiind prezentate în Anexa 7 [67]. După cum se observă, în marea parte, sursele de poluare cu POPs sunt condiționate de activitățile omului, de necesitățile lui și de destinația acestor compuși.

Pesticidele organoclorurate sunt utilizate, în special, în calitate de insecticide și fungicide (Anexa 8) [64]. Cele mai importante surse de poluare a mediului ambiant cu PCO sunt: întreprinderile producătoare de pesticide, întreprinderile generatoare de deșeuri cu conținut de pesticide, întreprinderile industriei chimice, stocurile de pesticide uzate, transportul, depozitarea neautorizată a deșeurilor și reziduurilor, incineratoarele de deșeuri etc.

În cazul PCB, utilizarea multilaterală a lor a fost condiționată de proprietățile avansate precum: stabilitatea chimică foarte mare, rezistenţa electrică ridicată, volatilitatea scăzută, rezistenţa la degradare în prezența temperaturilor înalte etc. Aceste caracteristici au determinat utilizarea PCB pe scară largă, în calitate de lichide izolante și de răcire în diferite transformatoare și condensatoare, care și astăzi sunt în uz. Utilizarea mai amplă a PCB este redată în Anexa 9 [10, 68]. La utilizările PCB menționate în Anexa 9 se adaugă și:

- fabricarea cernelurilor tipografice;
- operațiunile de reciclare a instalațiilor electrice;
- operațiunile de reciclare a deșeurilor de hârtie;
- reciclarea/ generarea uleiurilor uzate;
- reparația și lichidarea echipamentelor electrice;
- explozia sau supraîncălzirea transformatoarelor și condensatoarelor;
- dragarea canalelor navigabile, unde PCB utilizate anterior s-au depus pe sedimente;

- volatilizarea sau infiltrarea în apele freatice a deșeurilor de la depozitele ecologice industriale și cele pentru nămoluri de epurare;
- incinerarea deșeurilor municipale și industriale;
- demolarea clădirilor, unde PCB au fost utilizate ca materiale de umplere între blocurile de beton, în acoperirile ignifuge, în sistemele de iluminat, în vopsele, materiale izolatoare, spume izolante;
- aplicarea pe terenurile agricole a nămolurilor obținute la tratarea apelor reziduale [69] etc.

La nivel mondial, în perioada 1930-1977, au fost produse peste o megatonă de PCB [36], astfel, nivelul de răspândire și, respectiv, poluare a componentelor mediului se estimează a fi destul de înalt. Deși, producerea, procesarea, distribuția și utilizarea PCB sunt interzise în multe state ale lumii, inclusiv RM din anii ’70, totuşi, ei continuă să fie folosiţi în instalaţiile electrice şi în alte tipuri de utilaj a sistemului electroenergetic (transformatoare, condensatoare, baterii etc.). Deși, momentan, se precaută posibilități de a elimina și/sau înlocui PCB cu produse mai puțin ofensive, totuși, cantitatea aflată în uz sau stocată ca deșeuri este destul de mare.

Sursele de bază de poluare cu HAP a componentelor mediului ambiant sunt:

- încălzirea locuinţelor prin arderea combustibilului organic;
- arderea incompletă a cărbunelui și lemnului în diverse procese industriale și/sau neindustriale;
- incinerarea deșeurilor;
- arderea pădurilor, miriştii după recoltare;
- întreprinderile industriei metalelor feroase, cocsificarea şi fabricarea anozilor;
- producerea prin procedeul Soederberg a aluminiului;
- întreprinderile industriei petrochimice;
- motoarele cu ardere internă (depinde de tipul, starea motorului și regimul de funcţionare);
- instalaţiile pentru conservarea lemnului;
- în urma preparării alimentelor în gospodării sau magazine alimentare;
- din garaje, din spălarea vehiculelor, din benzinării etc. [70-71].

1.4. Poluanții organici persistenți în diverse componente de mediu

Domeniile vaste de utilizare a POPs și aplicarea lor excesivă a determinat pătrunderea acestora în toate geosferele planetei Terra. Studiile anterioare efectuate în RM, în scopul identificării și evaluării nivelului de concentrații ale acestor poluanți în componentele de mediu au scos în evidență sectoare ce se caracterizează printr-un grad sporit de poluare [21, 72-75], fapt ce se accentuează în raioanele producătoare de fructe și/sau legume.

Astfel, în 18 raioane din RM au fost identificate sectoare cu un grad sporit de poluare, ΣPOPs ajungând până la 50 mg/kg [21]. Această valoare este atribuită solurilor cu poluare gravă, iar pe teritoriile unde sunt depistate aceste valori pentru POPs se recomandă de a restricționa accesul oamenilor și animalelor. Nivel înalt de contaminare s-a depistat în raioanele: Șoldănești – 33,3 mg/kg, Drochia – 33,3 mg/kg, Nisporeni – 32,2 mg/kg, Cahul – 28,6 mg/kg, Florești – 28,3 mg/kg, Edineț – 28,1 mg/kg, Basarabeasca – 25,0 mg/kg, Taraclia – 22,9 mg/kg [21]. Cu un nivel extrem de poluare s-au identificat siturile din: Găgăuzia, Cișmichioi (74732,3 mg/kg – depozit relativ intact) și Leova, Colibabovca (39920,3 mg/kg – depozit practic distrus). Un pericol iminent îl constituie faptul că, în raza de 300 metri de la focarele de poluare se află pășuni arabile cu culturi multianuale. Analizele efectuate au scos în evidență prezența diferitor poluanți: PCO, pesticide organofosforice, alte tipuri de pesticide, HAP, fluoruri, metale grele, PCB etc. [76].

Pesticide organoclorurate

Republica Moldova nu a produs și nu produce pesticide. Toate produsele biocide utilizate pentru protecţie au fost importate, preponderent, în perioada sovietică şi sunt aduse și în continuare. Lipsa unui control strict asupra importului, transportării, stocării şi utilizării pesticidelor a condus la acumularea unor cantităţi mari de pesticide expirate sau interzise, care constituie, un pericol major pentru mediul ambiant şi sănătatea populaţiei [77].

Pentru a soluţiona problema creşterii stocurilor de pesticide s-a recurs la colectarea și înhumarea parțială a acestora (perioada 1978 – 1988, Cișmichioi, circa 3940 tone de pesticide). Ulterior, în perioada anilor 2011 – 2015 au mai fost colectate, reambalate și/sau eliminate integral circa 451 tone de pesticide și ambalajele lor din 25 locații de pe teritoriul RM [78]. Deși, prin executarea periodică a lucrărilor de eliminare a conținuturilor de PCO, rezervele lor scad, totuși, cantități impunătoare mai rămân în solurile și sedimentele bazinelor acvatice afectate [73]. În plus, înhumarea necontrolată a lor și condiţiile neadecvate de păstrare duc la poluări nemonitorizate și efecte imprevizibile pentru mediul ambiant și organismele ce-l habitează.

Efectul extrem de nociv cauzat de PCO asupra organismelor rezidă din solubilitatea înaltă a lor în grăsimi și persistența îndelungată în componentele de mediu. Acest fapt cauzează identificarea lor în laptele matern, țesuturile adipoase și nu doar. Cercetările efectuate de către savanții din diferite țări ale lumii atestă existența PCO în laptele matern după cum urmează:

- stabilirea prezenței POPs în laptele matern la locuitorii zonelor de nord ale Federației Ruse, și anume: ΣDDT (până la 1,392 mg/kg), ΣHCH (până la 0,736 mg/kg), HCB (până la 0,129 mg/kg). Totodată, au fost înregistrate concentrații de DDT (circa 2,7 μg/L) și HCB (circa 1 μg/L) în laptele matern al locuitoarelor din regiunile mării Aral şi Norilskului [79];

- indicarea contaminanților în laptele matern: DDE (până la 0,078 mg/kg), HCB (până la 0,245 mg/kg), lindan (până la 0,108 mg/kg) a unor locuitori din Spania;
- menționarea prezenței în laptele matern a DDT (0,7 μg/L) pe unele teritorii ale Groenlandei şi Canadei, precum și a cantităților mai mici de toxafen [80].

Cantități de DDT și metaboliții lor în laptele matern au fost depistate și de cercetătorii germani, englezi, norvegieni, suedezi, americani etc. [7, 81]. În RM, PCO au fost depistate în diverse mostre prelevate pe parcursul anilor:

- laptele matern – analiza probelor prelevate din diferite regiuni ale țării au scos în evidență prezența reziduurilor de pesticide, și anume DDT și metaboliții lui (în 96% de probe cantitățile variau de la 4 până la 800 μg/kg grăsime), HCH, cheltan, heptaclor şi HCB. Din toate probele analizate doar în 2,8% din ele nu au fost depistate urme de PCO [82-84];
- ţesutul adipos – în 95,6% cazuri au fost identificați DDT şi metabolitul DDE în cantități de până la 2,03 mg/kg [79];
- în ficat, plămâni, corticosuprarenale, rinichi, miocard, creier – cantități de DDT şi DDE de până la 1,5 mg/kg;
- produse agricole – analiza lor nu a detectat cantităţi esențiale de PCO în cereale, fructe şi legume [4, 85-87];
- produse lactate – cercetarea lor a scos în evidență prezența în produsele lactate a DDT și metaboliților săi, β- şi γ-HCH și HCB. În circa 49,5% din probele de produse lactate analizate s-au înregistrat urme de POPs, incidența maximă fiind în cazul probelor de smântână și unt. Concentraţiile depistate de PCO în ultimele produse au fost de 10 – 100 ori mai mari decât în laptele analizat [80]. Cercetările ulterioare a probelor prelevate din diferite zone ale RM au arătat că în probele prelevate din sudul și centrul RM valorile sunt mai mari pentru reziduurile de DDT, iar din nordul țării – pentru reziduurile de HCH, cheltan şi HCB [80];
- ouă de găină – valorile depistate ale ΣPCO a variat de la 7,5 până la 13,40 μg/kg, norma admisibilă fiind de 100 μg/kg. Cele mai mari valori au fost înregistrate în cazul o,p'-DDD;
- pește – analiza mostrelor de mușchi, gonade și ficat au scos în evidență prezența DDT și metaboliților săi (94% din probe cu maxim în gonade: 30±7,2 ng/g de masă umedă) și HCH (70% din probe cu maxim în gonade: 5,0±1,1 ng/g de masă umedă) în exemplarele de plătică din fluviul Nistru [23].

În literatura de specialitate sunt prezentate și alte studii efectuate la nivel național, regional și internațional privind conținutul de PCO în produse agricole [88-90], polen [91], nutrețuri [92],

organisme vegetale [93-94], animale și cel uman [23, 46, 73, 88, 92, 94-104]. Deși, PCO au fost și sunt utilizate pentru combaterea dăunătorilor, cercetările efectuate demonstrează biomagnificarea lor, ajungând în organismele oamenilor și cauzând consecințe irecuperabile. În pofida faptului că, în ultimii ani, datorită explorării mai slabe a terenurilor arabile și interzicerii producerii și utilizării PCO (în unele țări fiind utilizate și după 2000) [105], conținutul lor a scăzut, totuși, au crescut cantitățile de poluanți POPs caracteristice altor domenii de utilizare.

Bifenilii policlorurați

Analiza emisiilor de PCB în RM a demonstrat că de la transformatoarele de generare, de transport şi de distribuţie a sistemei energetice se elimină circa 4537 kg/an, iar pierderile lor prin scurgere ating valoarea de 9790 t/an [73]. Totuși, aceste valori nu sunt absolute deoarece lipsesc datele privind emisiile de PCB de la condensatoarele şi transformatoarele ce se află in proprietatea consumatorilor. Totodată, cantități mari de PCB se înregistrează și din exploatarea vehiculelor grele (>3500 t/an), autobuzelor, producţia varului etc.

Cercetările efectuate anterior demonstrează prezența PCB în diferite probe prelevate de pe teritoriul RM. Astfel, ΣPCB (28, 52, 101, 138, 153, 170, 180) în solurile cercetate nu au depășit nivelul de determinare (0,5 μg/kg). În cazul probelor de litieră prelevate din lunca inundabilă a fluviului Nistru, Vadul lui Vodă, au fost identificați PCB în cantități mai mari (în mediu 20,3 μg/kg) [106]. Aceste valori sunt determinate în marea parte de prezența penta- şi hexaclorobifenililor. Studiile ulterioare efectuate în cadrul Institutului de Geologie și Seismologie au scos în evidență poluări extreme ale solurilor cu PCB, în special, în sectoarele pe care sunt amplasate stațiile de transformatoare. Valorile identificate ale ΣPCB au variat de la 8,0 mg/kg sol până la 14819,5 mg/kg sol [107]. În cazul depunerilor subacvatice prelevate din fluviul Nistru, variația ΣPCB a constituit 0,068 – 0,763 mg/kg, în aval înregistrându-se valori mai mari decât în amonte [108]. Prezența PCB a fost stabilită și în diferite mostre de pește din fluviul Nistru [73].

Totodată, creșterea culturilor agricole pentru consum pe terenurile cu un astfel de grad înalt de poluare cu PCB poate fi extrem de periculos pentru sănătatea oamenilor, deoarece cercetările efectuate la nivel mondial atestă prezența acestora în rădăcinile, frunzele și fructele culturilor, precum și în produsele alimentare din teritoriile în cauză și terenurile aferente [109-110]. Prin includerea în rația zilnică a 300 g de cartofi, 450 g de alte legume și 200 g de fructe, pot fi ingerate cantități ce depășesc de zeci de ori CMA [111-113]. În ultimii ani, tot mai multe studii reflectă rezultate îngrijorătoare privind identificarea PCB în organismele animale și cele umane [97]. Deși, la nivel global se preconizează eliminarea utilizării PCB până în anul 2025, totuși, estimările

denotă cantități enorme de materiale aflate în uz sau stocate, care conțin acești compuși (peste 10 milioane tone [114].

Hidrocarburile aromatice policiclice

Printre țările din Europa cu cele mai ridicate emisii de HAP se pot enumera: Spania, Italia, Portugalia, Polonia și Regatul Unit al Marii Britanii; iar cu cele mai mici emisii: Luxemburg și Irlanda. Țările membre ale Convenției de la Stockholm sunt obligate să reducă nivelul emisiilor de HAP. Astfel, emisiile de acești compuși în anul 1990 au fost estimate la circa 2708,8 kg/an, provenind: de la cărbune – 33%, lemne – 35%, benzina etilată – 17% și motorină – 12%. În anul 2001, aceste emisii au fost reduse până la 2215,4 kg/an, fiind cauzate: de la cărbune – 1%, lemne – 92%, benzina etilată – 3% și motorină – 3%. Deși, se menține o reducere a emisiilor de HAP, totuși, în rapoartele prezentate în anul 2009 Comisiei Europene se atestă o creștere a lor în cazul Italiei, Letoniei și Danemarcei. În cazul țărilor asiatice, emisii maxime se atestă în China și India. Emisii majore se înregistrează și în cazul Braziliei, Indoneziei, Nigeriei, Etiopiei etc. [115].

Reducerea HAP este impusă de pătrunderea acestor compuși în lanțul trofic, efect soldat cu creșterea ratei îmbolnăvirilor de cancer de diferite tipuri. Cercetările efectuate în cadrul Institutului de Geologie și Seismologie din RM în anul 2013 au scos în evidență prezența HAP în următoarele produse alimentare:

- unt – ΣHAP maxim: 4,7 μg/kg, norma este depășită pentru benzo[a]pirenă (norma: 1 μg/kg);
- ouă de găină – ΣHAP nu a depășit valoarea de 0,7 μg/kg;
- pește – ΣHAP a fost mai mică de 0,8 μg/kg.

Cercetările din ultimii ani, efectuate asupra probelor de sol, sedimente și ape naturale au stabilit prezența acestor compuși în concentrații variate, fapt ce determină pătrunderea acestora în produsele agricole, organismele vegetale și animale [27, 116-117].

1.5. Impactul poluanților organici persistenți asupra componentelor de mediu

Pătrunderea POPs în componentele de mediu este cauzată atât de factorii antropogeni, cât și de factorii naturali. Deși, majoritatea POPs au origine sintetică, totuși, diverse fenomene geologice și meteorologice contribuie la răspândirea și modificarea lor în natură.

La pătrunderea POPs în aer, în special a PCO persistă un miros puternic de chimicale, ce irită organele respiratorii, provocând dureri puternice de cap, intoxicații, vome etc. Deși, acești compuși nu se mențin perioade îndelungate în aerul atmosferic, totuși, sub acțiunea maselor de aer, ei se deplasează la distanțe destul de mari, contaminând vaste teritorii. Sursele principale de poluare a aerului cu POPs sunt reprezentate de: emisiile de la întreprinderile chimice, fabricile de

ardere a deșeurilor, tratamentul chimic al terenurilor agricole contra dăunătorilor, evaporarea lor de pe suprafața solului etc.

În cazul hidrosferei, prezența acestor toxicanți se atestă în majoritatea bazinelor acvatice, râuri, mări și oceane. Ei se pot găsi și în apa de ploaie, în apa freatică, în apa provenită de la topirea zăpezii și a ghețarilor din Antarctida [12]. Însă, datorită solubilității infim de scăzute a POPs în apă, cantitatea lor în hidrosferă este foarte mică și de aceea ei nu influențează în mod direct calitatea și aspectul apei. Totuși, cantitățile mai mari de POPs în apă pot duce la alterarea calității ei, începând de la apariția mirosurilor specifice și finalizând cu un grad înalt de toxicitate. Solubilitatea redusă a POPs în apă condiționează depunerea acestor substanțe în sedimente, analiza cărora atestă cantități mai mari decât în apa bazinelor.

În cazul solului, practic, nu există loc pe Pământ, unde să nu fie depistate urme de POPs [6]. Deși, în cantități infime acești poluanți nu prezintă impact negativ, odată cu includerea lor în lanțurile trofice (plante, insecte, animale, om), cantitățile acumulate cresc, iar efectele asupra organismelor pot fi dezastruoase și ireversibile [118]. Prezența în sol a diferitor bacterii consumatoare de substanțe organice, duce la reducerea treptată a concentrațiilor acestora. Însă, datorită stabilității înalte a chimicalelor date, rata de scădere naturală a conținutului lor este foarte mică.

Principala cale de poluare a solului cu POPs este reprezentată de dispersarea soluțiilor, suspensiilor și prafurilor acestor compuși pe suprafața lui. Chiar dacă destinația POPs nu este de a trata solul, ci de a fi folosite pentru plante, insecte, lemn, industrie, instalații electrice etc., totuși, ca finalitate, aceste substanțe ajung în sol, de unde și sunt incluse în lanțul trofic. Totodată, cantități impunătoare de POPs ajung în sol ca rezultat al plantării semințelor tratate contra bolilor și dăunătorilor, la încărcarea, descărcarea și/sau staționarea agregatelor pentru răspândirea pesticidelor, precum și prin diverse scurgeri accidentale. Se estimează că din toată cantitatea de pesticide utilizate doar 0,1% ajung efectiv la dăunătorul țintă, restul se transferă în alimente, apă, aer, sol etc. [10].

Pătrunderea POPs în regnul vegetal poate avea loc, preponderent, prin contactul direct al inflorescențelor, frunzelor, tulpinilor și/sau rădăcinilor plantelor cu diferite preparate utilizate pentru combaterea dăunătorilor. Aceste substanțe, fiind acumulate în diferite țesuturi, pătrund, ulterior, în organismele animalelor prin intermediul hranei. Pentru organismele din sol, apă și aer, efectele cauzate de către diferiți POPs pot fi extrem de grave. Agenția Internațională de Cercetare a Cancerului atribuie POPs diferite nivele de toxicitate precum [32, 119-120]:

2A - probabil carcinogenic pentru om

2B - posibil carcinogenic pentru om (de exemplu: ΣPCB și p,p′-DDT)

3 - nu este clasificabil din punct de vedere al caracterului carcinogenic.

Efectele negative ale POPs asupra organismului uman se manifestă prin [10, 84, 121-128]:

- afectarea sistemului imun (reacții întârziate la acțiunea factorilor nocivi ai mediului) [6];
- patologii ale tractului digestiv (gastrită acută și cronică, ulcer stomacal, patologii ale ficatului şi căilor biliare etc.);
- disfuncții ale căilor respiratorii [129];
- afecțiuni neurotoxice și neurodegenerative [130-131];
- dereglări cardio-vasculare grave;
- apariția alergiilor alimentare;
- disfuncții cognitive (memoria, viteza procesării informației, capacitatea de analiză) [132];
- rezistența la insulină a celulelor adipoase (risc de dezvoltare a diabetului zaharat) [133-134];
- blocarea mecanismelor naturale de control al nivelului de hormoni [66];
- dezvoltarea diferitor tipuri de cancer (hepatic, mamar, de prostată etc.) [134-136];
- creșterea numărului de avorturi spontane și infertilitate;
- scăderea nivelului de testosteron la bărbați [137];
- dezvoltări anormale;
- nașterea copiilor cu defecte congenitale (copiii concepuți primăvara și vara sunt mai mult supuși riscului de dezvoltare a malformațiilor congenitale);
- afecțiuni ale pielii și țesutului subcutanat etc. [35, 138].

Acțiunea distrugătoare a PCO asupra organismelor este relativ selectivă, afectând anumite țesuturi. De exemplu, lindanul, heptaclorul și clordanul afectează, preponderent, sistemele endocrin și reproductiv, iar mirexul are efect teratogen (Anexa 10) [80]. La fel, sistemul endocrin este afectat și de acțiunea DDT și p,p′-DDE, care au și acțiune cancerigenă [139]. Incidența efectelor cancerigene crește proporțional cu cantitatea de hrană poluată ingerată [140]. Totodată, utilizarea unor pesticide în comun prezintă efect sinergetic asupra organismelor, efect obținut, de exemplu, în cazul amestecului izomerilor de HCH și DDT [141].

În cazul PCB, toxicitatea izomerilor este foarte variată. Astfel, izomerii non-orto substituiți (77, 81, 126 şi 169) au cel mai ridicat nivel de toxicitate, izomerii mono-orto substituiţi (60, 105, 110, 114, 118, 156, 157, 167) au o toxicitate moderată, iar ceilalți 197 de reprezentanți sunt relativ netoxici. Deci, se poate spune că toxicitatea acestor compuși este determinată de specificul structurii lor, și anume de poziția atomilor de clor în inelul bifenilului. Efectele majore ale acțiunii PCB se resimt la nivelul sistemului endocrin [122], în special, la nivelul ficatului. Cercetările din

ultimii ani au scos în evidență influența PCB și asupra altor sisteme componente ale organismelor [68, 142-145]. În procesul de studiu al PCB este necesar de determinat nu doar ΣPCB, ci și cantitatea fiecărui izomer în parte. Deși există numeroase studii privind acțiunea toxică a PCB asupra organismelor, totuși, impactul lor asupra mediului este puțin cunoscut [32].

Hidrocarburile aromatice policiclice afectează, de asemenea, în mare măsură mediul ambiant şi sănătatea umană. Acest fapt este cauzat nu doar de toxicitatea înaltă a lor, dar și de gradul de răspândire în mediul ambiant. HAP sunt frecvent întâlnite în mediu, iar aceasta se soldează cu o rată mărită a îmbolnăvirilor de cancer.

Bioacumularea POPs este condiționată de liposolubilitatea înaltă a lor. Astfel, în cazul organismelor cu o pondere mai mare a lipidelor, se depozitează cantități mai mari de POPs. Eliminarea acestor compuși este destul de lentă, iar în cazul cuplării cu proteinele celulare devine și mai dificilă. Poluanții exogeni sunt eliminați din organisme prin excreție sau biotransformare. Excreția presupune eliminarea în mediul extern a produșilor rezultați din reacțiile biochimice ce au loc în organism, pe când, în cazul biotransformării, are lor transformarea biochimică a moleculelor de xenobiotici lipofili în hidrofili. Ultimii, fiind solubili în apă, pot să se elimine ușor din organism pe cale excretorie. Deși, metabolizarea poluanților exogeni, inclusiv POPs, are loc, preponderent, în ficat, totuși, cu o viteză și un randament mai mic, transformarea POPs poate avea loc și în alte țesuturi. Cantitățile mici de POPs se pot biodegrada complet la nivelul ficatului, astfel, nu ajung în circuitul sangvin și țesuturile din organism. Situația este cu mult mai gravă în cazul, în care, ficatul nu poate biodegrada toată cantitatea pătrunsă în corp [146-148].

O importanță deosebită o prezintă pătrunderea POPs în organisme în perioada prenatală, în timpul dezvoltării fătului – perioadă în care acesta este cel mai vulnerabil, din cauza formării și dezvoltării sale. Spre exemplu, prezența DDT și HCH în țesutul placentar poate determina dezvoltarea antropometrică necorespunzătoare a fătului [66]. Perioada de alăptare, la fel, este importantă, datorită transmiterii directe a POPs următoarelor generații prin laptele matern [149].

Pentru a diminua conținutul de POPs reținuți în organism este binevenit de a menține un mod sănătos de viață, cu un consum redus de grăsimi, cu o alimentație sănătoasă și bogată în produse inofensive de origine vegetală. Tratarea termică a produselor alimentare reduce conținutul de POPs [150]. În plus, pentru procesarea produselor alimentare este binevenit de a alege acele metode care nu ar mări conținutul de grăsimi, dar l-ar elimina la maxim (a da prioritate fierberii și nu prăjirii). În unele surse bibliografice se fac referințe la inhibarea a 82% din HAP în mușchiul de porc prin pulverizarea acestuia cu oțet din fructe de soc înainte de a fi pus la grătar [151]. În plus, practicarea sportului constituie un pas considerabil spre a asigura buna funcționare a

organismului, inclusiv a ficatului, precum și reducerea cantităților de grăsimi depuse, care devin depozite pentru POPs. Nu mai puțin importante sunt și hidratarea organismului, precum și aportul de vitamine și minerale. Studiile efectuate de cercetătorii americani au arătat că intoxicațiile cu PCB duc la diminuarea conținutului de vitamine în organism, în special a vitaminei A. Totodată, aportul de elemente ca și Ca, Cu, Zn, Mn etc. are un rol esențial în activitatea enzimelor pentru exercitarea funcției de biodegradare a poluanților exogeni [59].

1.6. Aspecte privind evaluarea riscului de poluare chimică

Prin noțiunea de risc se subînțelege pericolul iminent, ce poate condiționa apariția consecințelor negative. În contextul riscului de poluare chimică, se examinează consecințele potențiale ce pot fi cauzate de pătrunderea diferitor poluanți naturali sau antropogeni în mediul ambiant, precum și impactul lor asupra componentelor mediului cercetat.

Studiile de risc de poluare chimică pot fi solicitate de persoane fizice sau juridice, de autorități locale sau regionale, în scopul identificării pericolelor sectoarelor, pe care sunt prezente cantități sporite ale anumitor poluanți. În plus, aceste studii pot precede implementări ale proiectelor în construcții, agricultură, educație, culturale etc., precum și elaborări de planuri detaliate a managementului diferitor hazarduri naturale sau de origine tehnogenă.

Evaluarea riscului de poluare chimică presupune identificarea, analiza și controlul pericolelor ce pot fi cauzate de pătrunderea poluanților analizați. Evaluarea riscului chimic este un proces complex ce include două aspecte de bază: estimarea riscului și calcularea lui. Primul aspect se referă la identificare pericolelor, efectelor posibile, precum și gravitatea manifestării lor, iar calcularea riscului presupune cuantificarea importanței pericolelor și consecințelor asupra organismelor sau altor componente ale mediului studiat.

Riscul de poluare chimică se evaluează calitativ și cantitativ. Evaluarea calitativă presupune caracterizarea surselor de risc, căilor de pătrundere a toxinelor în componentele mediului, precum și a receptorilor. Drept surse de risc se pot considera diverse depozite de chimicale, uzine, fabrici, diferite depozite de resturi menajere, ape reziduale menajere etc. Calea de pătrundere este „canalul” prin care substanţele toxice ajung la punctul, la care au efecte dăunătoare [152].

Aici se poate menționa: ingerarea directă, contactul direct cu pielea, migrarea prin sol, aer sau apă etc. Receptorul sau ținta reprezintă acele obiective asupra cărora acţionează substanţele toxice. Receptorii includ: fiinţele umane, animalele, plantele, resursele de apă etc. Caracterizarea detaliată din punct de vedere fizic, chimic și biologic a sectorului investigat permite identificarea tuturor factorilor ce au impact negativ asupra relației sursă – cale – receptor.

Evaluarea cantitativă a riscului cuprinde următoarele etape de bază: descrierea intenţiei, identificarea pericolului și consecinţelor, estimarea mărimii consecinţelor și a probabilităţii lor. În aspect general, cea mai simplă metodă de cuantificare a riscului ia în calcul probabilitatea (frecvența) și gravitatea (consecințele) realizării evenimentelor cu impact negativ asupra componentelor de mediu, atribuindu-le punctaje aliatorii (Tabelul 1.2) [29, 153].

Tabelul 1.2. Cuantificarea riscului în baza probabilității și gravității evenimentelor [153]

Riscul		**Factorul de probabilitate – P**		
		1 – mică	**2 – medie**	**3 – mare**
Factorul de gravitate – G	1 – minoră	1	2	3
	2 – medie	2	4	6
	3 – majoră	3	6	9

În acest context, riscul se determină ca produsul dintre factorul de probabilitate (P) și cel de gravitate (G):

$$R = P \cdot G \qquad (1.1)$$

Astfel, în dependență de frecvența și consecințele asociate unui risc, acestuia îi poate fi atribuită o anumită categorie de risc prezentată în Figura 1.7 [29, 153-154].

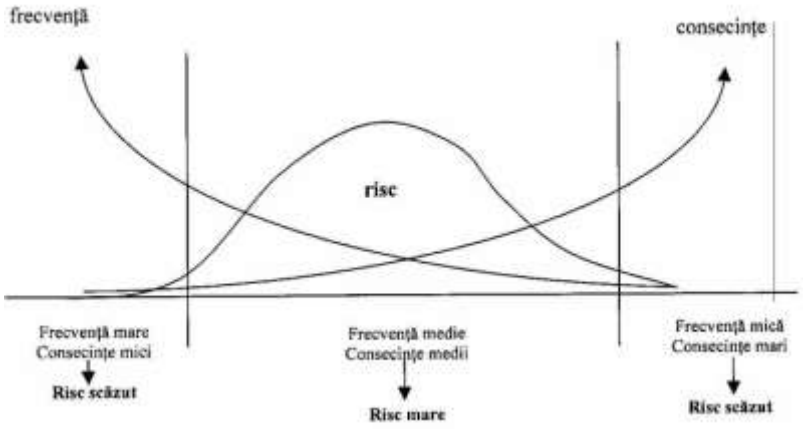


Fig. 1.7. Corelația dintre frecvența și consecințele incidentelor [29, 153]

După cum se vede, incidentele ce au loc cu o frecvență medie, soldate cu consecințe de gravitate medie, prezintă un risc mai mare comparativ cu alte situații posibile. Această cuantificare permite de a compara diferite riscuri, de a le atribui o anumită prioritate în monitorizare, lichidare sau minimizare. Evident că, gradul de risc va depinde în marea parte de impactul pericolului asupra receptorului, precum și probabilitatea manifestării impactului.

Evaluarea calitativă și cantitativă a riscului de poluare chimică, permite elaborarea unei diagrame complexe de estimare, ce redă foarte explicit pericolele, consecințele și acțiunile

necesare de întreprins. În baza unei evaluări eficiente se pot elabora o serie de recomandări orientate spre minimizarea pericolelor și consecințelor lor. În acest context al evaluării riscului de poluare chimică, prioritar, se examinează două aspecte: evaluarea riscului pentru sănătate și evaluarea riscului ecologic. Astfel, atât la nivel național, cât și internațional este importantă stabilirea limitelor expunerii în siguranță a populației la diferite doze de substanțe chimice pentru anumite perioade de timp, elaborarea standardelor privind nivelurile concentrațiilor acceptate ale poluanților în diverse componente ale mediului, compararea concentrațiilor poluanților depistați cu pragurile toxice estimate, întreprinderea măsurilor de rigoare în vederea ameliorării situațiilor ce nu corespund standardelor acceptate de comunitatea internațională etc.

Evaluarea riscului pentru sănătate

Evaluarea riscului pentru sănătate se axează pe estimarea problemelor de sănătate pentru populația umană ca rezultat al expunerii acțiunii diferitor poluanți. Adaptarea omului la influența diferitor substanțe este limitată, în marea parte, de natura și concentrația acestor compuși, însă efectele expunerii sunt condiționate de procesele biochimice din organismele afectate, precum și de proprietățile produselor de metabolizare. În scopul identificării calitative și cantitative a toxinelor, ce prezintă risc pentru sănătate, se supun analizelor de laborator diverse probe de sol, aer, apă, sedimente, plante, pești, animale, alte organisme, colectate atât de pe sectorul cercetat, cât și din jurul acestuia. Extinderea suprafeței de cercetare permite stabilirea modului de migrare a toxinelor și de transformare a lor.

Procedura de evaluare a riscului pentru sănătate este atât de dificilă și complexă, încât măsurile de contracarare sunt destul de complexe și întârziate, iar efectele, de multe ori, ireversibile. Evaluarea riscului pentru sănătate include trei componente: cercetarea, estimarea și caracterizarea (calcularea) riscului, precum și managementul riscului. Cercetarea presupune realizarea diferitor activități de observare, măsurare, informare, implementare a metodelor de cercetare etc. – activități ce pot fi îndeplinite atât în teren, cât și în cadrul laboratoarelor. Componenta a doua constă din mai multe etape distincte, și anume: identificarea pericolelor (hazardelor), estimarea gradului de expunere, estimarea toxicității și caracterizarea riscului [29]. Cercetările efectuate în cadrul acestor etape au ca obiectiv găsirea răspunsurilor la următoarele întrebări de bază:

1) Agentul toxic poate cauza efecte adverse?
2) Care este relația între doză și efect în corpul uman?
3) Care este mărimea expunerii, cunoscută din practică sau anticipată în diferite condiții?
4) Care este incidența estimată a efectelor adverse pentru o populație dată? etc.

Un aspect constituent al componentei de estimare și caracterizare a riscului include stabilirea căilor și gradului de expunere a organismului la acțiunea substanțelor chimice identificate, precum și a ratei de pătrundere a acestor compuși în organism. Căile de expunere includ: ingerarea (consumul de alimente și apă contaminate), inhalarea (inspirarea de aer și/sau praf contaminat, spălarea cu apă contaminată), absorbția cutanată (contactul pielii cu contaminanţi) etc. Se estimează că peste 90% din expunerea umană la POPs are loc prin consumul de alimente contaminate, cota maximă revenindu-le alimentelor de origine animală [10, 138]. Estimarea gradului de expunere presupune stabilirea:

- concentrației substanței;
- duratei de contact cu persoana expusă;
- cantității absorbite;
- naturii substanței;
- formei sub care se prezintă;
- sinergismului acțiunii substanțelor;
- prezenței microorganismelor și naturii lor;
- frecvenței de expunere etc.

În cazul ratei de pătrundere, un exemplu elocvent poate fi: pătrunderea în organism a compușilor toxici odată cu consumul de apă potabilă. Formula matematică simplificată are forma [153, 155-156]:

$$\text{Rata zilnică de pătrundere } \left(\frac{\text{mg}}{\text{kg}}\right) = \frac{\text{CW} \cdot \text{IR} \cdot \text{EF} \cdot \text{ED}}{\text{BW} \cdot \text{AT}} \qquad (1.2)$$

unde:

CW – concentrația agentului toxic în apă (mg/L),

IR – rata de ingestie (L/zi);

EF – frecvența de expunere (zile/an);

ED – durata expunerii (ani);

BW – greutatea corpului uman (kg);

AT – timpul mediu (perioada pentru care se determină expunerea medie (zile)).

Un alt aspect important reprezintă toxicitatea și gradul de pericol al compușilor chimici ce pot pătrunde în organisme. În acest context, se stabilesc efectele toxinelor asupra sănătății populației prin prisma proprietăților lor. De exemplu, se determină:

1) nivelul de influență asupra dezvoltării normale a organismelor, în ansamblu, sau anumitor organe, în particular;
2) probabilitatea apariției și dezvoltării celulelor benigne și maligne;

3) pragurile de toxicitate a compușilor chimici;
4) probabilitatea apariției efectelor negative și complexitatea lor în corespundere cu creșterea dozei peste pragul de toxicitate;
5) cantitățile zilnice pătrunse în organism pe durata întregii vieți (cu sau fără efecte semnificative) etc.

La etapa de caracterizare a riscului se sistematizează toate rezultatele obținute în fazele precedente și se calculează riscul total al întregului sit. Acestuia i se atribuie un anumit indice de risc. Este important de menționat că, modalitatea de calcul a indicelui de risc diferențiază în dependență de impactul toxinelor asupra organismelor.

În situația compușilor necancerigeni se determină coeficient de hazard (HQ), care reprezintă raportul dintre doza estimată și doza de referință a substanței [155-156]. Astfel, dacă HQ < 1, atunci coeficientul de hazard se consideră a fi acceptabil și compusul necancerigen nu prezintă risc pentru sănătatea organismului. Dacă HQ = 1, atunci se consideră că pătrunderea este egală cu doza de referință, iar dacă HQ > 1, atunci coeficientul de hazard se consideră neacceptabil și compusul necancerigen prezintă risc pentru sănătatea organismului [120]. În cazul prezenței simultane a mai multor compuși toxici, ce acționează asupra unui organism, se va determina indicele de hazard calculat (HI), prin însumarea tuturor coeficienților de hazard [157]:

$$HI = \sum_{i=1}^{n} HQ_i \qquad (1.3)$$

Valorile obținute ale indicelui de hazard calculat mai mici ca unu (HQ < 1), atestă un risc acceptabil pentru sănătatea umană, iar cele mai mari ca unu (HQ > 1) – risc neacceptabil. Indiferent de rezultatele obținute, siturile cercetate necesită o reevaluare periodică a conținutului toxicanților, pentru a vedea variația concentrațiilor lor în timp și a ajusta valorile indicilor de hazard calculați. Un exemplu de determinare a indicelui de hazard calculat (HI) este prezentat în Anexa 11.

În situația prezenței substanțelor cancerigene, inițial, se determină incrementele probabilității de producere a cancerului pe durata vieții (IELRC). Valorile acestor incremente se stabilesc prin înmulțirea factorilor de incidență a cancerului cu dozele medii zilnice pe durata vieții. Valorile obținute se sumează și se determină riscul cumulat asupra țintei (CTR). Formula de calcul este:

$$CTR = \sum_{i=1}^{n} IELCR_n \qquad (1.4)$$

Pentru ca riscul cumulat asupra țintei să se considere acceptabil pentru sănătatea umană, valorile lui trebuie să fie mai mici de 10^{-4} – 10^{-6} [157]. În cazul valorilor mai mari se va recurge la evaluarea suplimentară a agentului toxic depistat.

Componenta de management a riscului pentru sănătate include activități ce vizează elaborări de acte legislative și normative, precum și implementări de proiecte în domeniu, cercetarea impactului acestor activități asupra sănătății oamenilor, dezvoltării altor organisme, situației economice, sociale, politice etc. Evaluarea riscului pentru sănătate nu poate avea un caracter absolut, deoarece conține multe estimări și ipoteze, fiind insuficiente informațiile despre toxicitatea substanțelor depistate, reacția lor asupra organismelor, precum și gradul real de expunere pe sit. În acest context putem constata probabilitatea rezultatelor și nu certitudinea lor.

Evaluarea riscului pentru mediu și riscului ecologic

Evaluarea riscului pentru mediu și riscului ecologic este un proces complex de determinare calitativă și/sau cantitativă a efectelor reale sau potențiale ale unui sit cu deșeuri periculoase asupra organismelor, ca urmare a eliberării poluanților în mediu [153, 158-160]. Evaluarea riscului pentru mediu vizează impactul asupra ființelor umane, iar a riscului ecologic – impactul asupra plantelor și animalelor. Componentele de bază ale evaluării riscului pentru mediu/ ecologic sunt: formularea problemei, faza de analiză și caracterizarea riscului.

În cadrul fazei de formulare a problemei se identifică aspectele, ce trebuie analizate în procesul de evaluare a riscului. În această etapă se stabilesc: scopurile și obiectivele evaluării, metodele de analiză și evaluare, entitățile ce trebuie protejate, informațiile cunoscute despre sectoarele cercetate, factorii ce pot cauza efect advers, receptorii, țintele măsurării, ecosistemele cu potențial de risc, efectele ce trebuie evaluate etc. În faza de analiză se realizează identificarea hazardelor (pericolelor), estimarea expunerii și a toxicității.

Identificarea hazardelor (pericolelor) include determinarea și acumularea informațiilor despre factorii de stres (poluanți), ce pot cauza riscuri. Ulterior, concentrațiile determinate se compară cu informațiile existente despre CMA din documentele normative. Din lista factorilor de stres se exclud compușii ale căror concentrații nu depășesc limita de detecție (cel puțin odată) și a căror frecvență este mai mică de 5% într-un set mare de determinări (n>19).

La etapa de estimare a expunerii se analizează pătrunderile de toxine în mediu, migrarea și transformarea lor, se stabilesc receptorii expuși, se determină concentrațiile compușilor poluanți în receptorii expuși etc. Cantitatea poluanților preluată de receptor va depinde de mai mulți factori, cum ar fi: proprietăţile poluantului, calea de pătrundere, natura receptorului etc. Expunerea totală a receptorilor se stabilește reieșind din expunerile ce provin din diferite componente nutritive și din contactul cu componentele mediului contaminat (apă, sol, aer etc.) [153, 157, 161]. Estimarea expunerii nutriționale se poate determina utilizând formula de calcul:

$$EE_{diet} = \sum_{i=1}^{n} \frac{[(P_1 \cdot T_1) + (P_2 \cdot T_2) + ... + (P_n \cdot T_n)] \cdot SUF \cdot ED \cdot IR}{BW} \quad (1.5)$$

unde:

EE_{diet} – estimarea expunerii nutriționale (mg/kg/zi);

P_n – proporția din componentele nutriționale ingerată (%);

T_n – concentrația poluantului în componenta nutrițională (mg/kg substanță uscată);

SUF – factorul de utilizare a sectorului de către receptor (dacă zona depășește mărimea sectorului cercetat, atunci SUF se calculează prin împărţirea ariei sitului la aria aferentă spaţiului de viaţă al receptorului; de obicei, în acest caz SUF = 1);

ED – durata de expunere (fracțiunea dintr-un an petrecută în regiune; în cazul speciilor ce nu migrează ED este egal cu 1, iar în cazul celor migratoare se calculează proporțional);

IR – rata de ingestie de către receptor (kg/zi, în substanță uscată);

BW – greutatea receptorului (kg).

Expunerea receptorilor la substanţele chimice din sol sau apă se calculează în mod similar. În final, se determină expunerea totală ca sumă a expunerilor la: componentele nutriţionale, ingerarea din sedimente/ sol şi din apă. Formula de calcul este:

$$EE_{total} = EE_{diet} + EE_{sol} + EE_{apă} \quad (1.6)$$

Ultima etapă a fazei de analiză este estimarea toxicității. La această etapă se examinează corelarea dintre concentrațiile contaminanților depistați și efectele adverse în receptori, fapt stabilit în baza studiului literaturii, publicațiilor științifice, cercetărilor în teritoriu, testelor de toxicitate etc. Un dezavantaj prezintă lipsa informațiilor ample privind relația „doză – răspuns” pentru toate organismele, deoarece în literatura de specialitate sunt disponibile doar datele privind speciile studiate, informațiile din teritoriu sunt destul de scunde, iar testele de toxicitate evaluează influența mediului contaminat asupra capacităţii de supravieţuire, creştere şi reproducere a organismelor testate, fiind dificilă cunoașterea efectelor pe termen lung.

Estimând toxicitatea se pot descrie caracteristicile toxicologice ale poluanţilor analizați, se pot stabili valorile de referinţă ale toxicităţii (TRV) pentru fiecare specie găsită, se pot determina nivelurile neobservabile al efectului advers (NOAEL) și nivelul cel mai scăzut al efectului advers observat (LOAEL), atât pentru substanțele chimice, cât și pentru organismele studiate [162].

Faza finală a evaluării riscului pentru mediu și riscului ecologic o constituie caracterizarea lui. Pentru aceasta, în diverse expresii cantitative ale riscului se includ estimările expunerii și toxicității. Inițial, se calculează riscul expunerii la fiecare agent de stres indiferent de rata de expunere și tipul receptorului, apoi, cumulând riscurile individuale, se determină riscul total pentru toată populația. La baza calculării riscurilor posibile stă coeficientul de hazard (HQ) pentru fiecare

factor de stres și fiecare specie. Valoarea totală a coeficientului de hazard se calculează reieșind din expunerea totală și valoarea toxicității [163-164].

$$HQ_{total} = \frac{EE_{total}}{TRV} \quad (1.7)$$

Caracterizarea riscului finalizează cu formularea unor concluzii privind descrierea riscului, prezentând rezultatele atât numeric, cât și descriptiv. Aceste date influențează direct asupra managementului riscului și în special, alegerea metodei de remediere a sitului contaminat.

Complexitatea analizelor efectuate permit estimarea riscurilor de mediu și ecologice la diferite nivele, cum ar fi: estimarea preliminară a riscului, estimarea efectelor biologice şi prelevarea de probe, estimarea riscului prin elaborarea unui program extins de prelevare de probe, estimarea riscului prin implementarea programelor de monitorizare a unor situri extinse şi complexe. Odată cu creșterea nivelului de estimare a riscului, crește și nivelul complexității analizei receptorilor, contaminanților, căilor de expunere, efectelor și incertitudinii.

Fiecare estimare a riscului, indiferent de nivelul de realizare este precedată de o analiză screening (selectare) a sitului. Analiza screening presupune acumularea informațiilor existente despre sit și poluarea potențială, vizitarea sitului pentru a cunoaște spațiul și prelevarea probelor în ariile suspecte și zonele adiacente. În paralel, se realizează o diagramă de screening simplificată, pentru a evidenția sursele de contaminare, căile de expunere și transport a poluanților de la sursele de contaminare la receptori, repartiția contaminanților, transformările chimice și biochimice potențiale. Astfel de diagramă se numește model ecologic conceptual al sitului. Elaborarea modelului conceptual este o procedură simplificată și preventivă, de multe ori necunoscându-se toate sursele de poluare și receptorii potențiali.

Actualmente, metodele de analiză a riscurilor sunt foarte diversificate, printre ele regăsindu-se [165-166]:

- Analiza proprietăților substanțelor periculoase;
- Metoda listelor de verificare (check list);
- Analiza „Dar dacă?”;
- Analiza preliminară de hazarduri;
- Analiza modului de defectare, a efectelor și stărilor critice;
- Studiul hazardurilor și al operabilității;
- Evaluarea riscului prin indicele DOW;
- Determinarea probabilității prin Analiza istorică;
- Evaluarea frecvenței evenimentelor de vârf „Arborele greșelilor”;
- Evaluarea frecvenței scenariilor accidentale „Arborele evenimentelor” etc.

Toate metodele enumerate sunt orientate spre determinarea surselor și căilor de contaminare a receptorilor, în scopul diminuării gradului de contaminare [165-166].

În ultimele decenii, o atenție sporită se acordă programelor naționale și internaționale de monitorizare a POPs, precum și metodelor bazate pe modelarea programată a situațiilor de risc, inclusiv de mediu, și componentelor sale (de exemplu: Risk Assistant, CALPUFF, ECOFRAM, QSAR, ToxCast, ADMER, ADMS, METI-LIS, TRIM.FaTE etc.) [167-171]. Aceste programe asistate de calculator permit introducerea unui număr mare de date, simulând eventualele consecințe ale diferitor situații critice posibile, cum ar fi estimarea expunerii la influența diferitor chimicale în diverse medii (sol, sedimente, ape subterane, ape de suprafață, aer, alimente etc.).

1.7. Reglementări legislative în domeniu

Odată cu sesizarea impactului extrem de nociv al POPs asupra organismelor și mediului, omenirea s-a reorientat spre identificarea acelor soluții, ce vor permite reducerea și lichidarea completă a lor din uz. Printre măsurile importante întreprinse în acest scop se conturează activitățile de micșorare a conținutului acestor compuși din mediu (conservare, distrugere), precum și diminuarea emisiilor lor din diverse ramuri ale industriei. Un aspect esențial al reglementării gestionării POPs, îl reprezintă baza legislativă și normativă în domeniu. La moment, gestionarea POPs este reglementată de o multitudine de acte, atât internaționale, ratificate de către RM, cât și naționale [172].

Actele elaborate în domeniu au ca obiectiv gestionarea corectă și inofensivă a POPs, în scopul protejării sănătății umane şi mediului ambiant. De exemplu, Convenția de la Stockholm (2001), ratificată prin Legea Parlamentului RM nr. 40 din 19.02.2004, prevede includerea în anexele sale a substanțelor pentru care sunt necesare măsuri de eliminare sau restricționare a producerii și utilizării, precum și a substanțelor pentru care sunt necesare măsuri de reducere a eliberării accidentale în mediu. Ca rezultat, a fost elaborat Planul Global de Monitoring al POPs. Planul dat presupune colectarea datelor privind prezența POPs în toate regiunile și matricele mediului, în scopul monitorizării modificării concentrațiilor acestor substanțe în timp și spațiu [3, 5]. În consecință, prin HG nr. 1155 din 20 octombrie 2004, au fost aprobate Strategia Naţională cu privire la reducerea şi eliminarea POPs și Planul Naţional de Implementare a Convenţiei de la Stockholm [2, 25]. Drept obiect de reglementare servește și comercializarea substanțelor chimice periculoase și pesticidelor, controlul transportării peste frontiere a lor, precum și poluarea transfrontalieră (Convenția de la Rotterdam, Convenția de la Basel, Convenția de la Geneva, Rezoluţia 44/226 a Asambleei Generale).

Conferința Națiunilor Unite pentru Mediu și Dezvoltare, desfășurată la Rio de Janeiro în iunie 1992, a pus baza unei noi strategii de dezvoltare economică, industrială și socială, și anume: dezvoltarea durabilă. Declarația dată a precedat adoptarea la nivel internațional a mai multor documente în domeniu, cum ar fi: „Agenda 21", „Convenţia asupra biodiversităţii", „Convenţia-cadru privind schimbările climatice", „Declaraţia privind deşertificarea" etc. Astfel, în cadrul Sammitului Mondial pentru dezvoltarea durabilă de la Johannesburg (august – septembrie, 2002) s-a decis interzicerea din anul 2020 a utilizării substanțelor chimice periculoase pentru sănătatea umană și mediul ambiant [25]. O importanță majoră o au și regulamentele Parlamentului European și al Consiliului Europei, care prevăd gestionarea substanțelor chimice: înregistrarea, evaluarea, autorizarea și restricționarea lor; clasificarea, etichetarea și ambalarea substanțelor și preparatelor etc.

La nivel internațional se adoptă și alte acte de importanță majoră în domeniul gestionării POPs, și nu doar. De exemplu, Ghidul Programului Națiunilor Unite pentru Mediu de la Londra (cu privire la schimbul de informaţii despre substanţele chimice în comerţul internaţional, cu amendamentele ulterioare), Codul de Conduită a Organizației pentru Alimentație și Agricultură (privind distribuirea şi aplicarea pesticidelor), Programul de monitorizare a contaminării alimentelor, Convenţia Organizației Internaționale a Muncii din 1993 (cu privire la prevenirea accidentelor majore industriale) etc. La nivel național, aspecte ale gestionării compușilor chimici toxici, inclusiv a POPs, se regăsesc în diverse:

- legi (Legea privind protecţia mediului înconjurător, Legea privind deșeurile, Legea privind substanțele chimice, Legea privind securitatea industrială a obiectelor industriale periculoase, Legea privind tratatele internaţionale ale RM, Legea privind impactul asupra mediului etc.);
- coduri (Codul funciar etc.);
- hotărâri (HG privind controlul transportării transfrontaliere a deşeurilor şi eliminării acestora, HG pentru aprobarea Strategiei Naţionale cu privire la reducerea şi eliminarea POPs și a Planului Naţional de Implementare a Convenţiei de la Stockholm privind POPs, HG cu privire la aprobarea Strategiei de gestionare a deşeurilor în RM pentru anii 2013 – 2027, HG pentru aprobarea Listei deșeurilor, HG cu privire la Registrul național al emisiilor și al transferului de poluanți;
- concepții și strategii (Concepţia politicii de mediu a RM, Strategia Naţională cu privire la reducerea şi eliminarea POPs, Strategia de gestionare a deşeurilor în RM pentru anii 2013 – 2027, Strategia de mediu pentru anii 2014 – 2023 cu modificările ulterioare, Strategia

de mediu pentru anii 2024-2030, Strategia de dezvoltare cu emisii reduse a RM până în anul 2030);

- planuri și programe (Planul Naţional de Implementare a Convenţiei de la Stockholm privind POPs, Programul național de management durabil al substanțelor chimice în RM, planuri de acțiuni pentru implementarea strategiilor menționate anterior);
- regulamente și instrucțiuni (Regulamentul privind deșeurile de echipamente electrice și electronice, Regulamentul privind gestionarea deșeurilor, Regulamentul privind gestionarea produselor de uz fitosanitar şi a fertilizanţilor în economia naţională, Instrucțiunii cu privire la ținerea evidenței și transmiterea datelor și informațiilor despre deșeuri și gestionarea acestora);
- alte acte reglatorii ale ministerelor de resort și autorităților de diferit nivel [172].

Un aspect important și binevenit al gestionării POPs este implementarea la nivel național a diferitor platforme online de acumulare și administrare a informațiilor privind monitorizarea substanțelor cu impact negativ asupra mediului și componentelor sale. În acest context, pe parcurs au fost efectuate lucrări de inventariere și cartografiere a zonelor contaminate cu POPs, stabilindu-se niveluri înalte de poluare cu acești compuși a obiectivelor precum: depozite, stații de pregătire a soluțiilor, locuri de înhumare ilicită, depozite și stații de alimentare cu carburanți, spălătorii și stații de deservire, instalațiile electroenergetice etc. [22, 173]. Actualmente, la nivel național, nu este implementată nici o platformă online funcțională, în acest domeniu, deși, sunt unele date descrise în literatura de specialitate, ca rezultat al studiului efectuat de către cercetători în cadrul diferitor proiecte, ce vizează locațiile de interes.

La moment, în proces de dezvoltare se află două platforme digitalizate ce vor permite informarea directă la sursă și monitorizarea mai eficientă a diferitor tipuri de deșeuri, inclusiv și a POPs. Aici se referă Sistemul informațional automatizat „Managementul deșeurilor” și Registrul naţional al emisiilor şi al transferului de poluanţi.

1.8. Concluzii la capitolul 1

În cadrul investigaţiei bibliografice au fost analizate numeroase surse de informaţii relevante referitoare la POPs şi impactul lor asupra mediului. Ca rezultat s-a constatat:

1. POPs reprezintă un grup de compuşi chimici cu persistenţă îndelungată în mediu şi capacitate ridicată de bioacumulare și biomagnificare. Aceşti poluanţi prezintă un risc chimic sporit pentru mediul ambiental şi sănătatea populaţiei.
2. Studiile anterioare au evidenţiat impactul negativ al POPs asupra ecosistemelor şi sănătăţii umane. Deşi, există informaţii disponibile cu privire la concentraţiile şi efectele toxicologice ale unor PCO, există încă lacune mari în ceea ce priveşte cunoştinţele despre toxicitatea majorităţii PCB şi HAP.
3. Metodologia utilizată pentru estimarea riscului de poluare chimică cu POPs necesită o analiză detaliată a siturilor cercetate, incluzând date despre concentraţiile poluanţilor, nivelul de toxicitate, receptorii expuşi riscului şi modalitățile de migrare a contaminanţilor. Aceasta determină caracterul multidisciplinar al cercetărilor zonelor poluate.
4. Prin intermediul investigaţiei bibliografice efectuate, s-au identificat informaţii relevante şi s-au evidenţiat lacunele existente în cunoaşterea POPs şi impactului lor negativ asupra mediului. Aceasta oferă o bază solidă pentru desfăşurarea cercetărilor ulterioare şi elaborarea recomandărilor specifice de remediere în vederea protejării mediului şi sănătăţii populaţiei.

2. MATERIALE ȘI METODE

2.1. Obiectele de cercetare – componente ale Districtul hidrografic Dunăre-Prut și Marea Neagră

DH DPMN în hotarele RM are suprafața egală cu 14770 km^2, ce constituie 43,6% din suprafața totală a țării [174]. Pe acest teritoriu sunt situate 657 localități, inclusiv 23 orașe. Densitatea medie a populației este de 96 locuitori/km^2, cea mai mică densitate înregistrându-se în raioanele Cimișlia, Cahul și Vulcănești (Figura 2.1). Lungimea districtului de la Nord spre Sud este de circa 350 km, iar lățimea de circa: 55-60 km (Nord), 25-30 km (Centru) și 120 km (Sud).

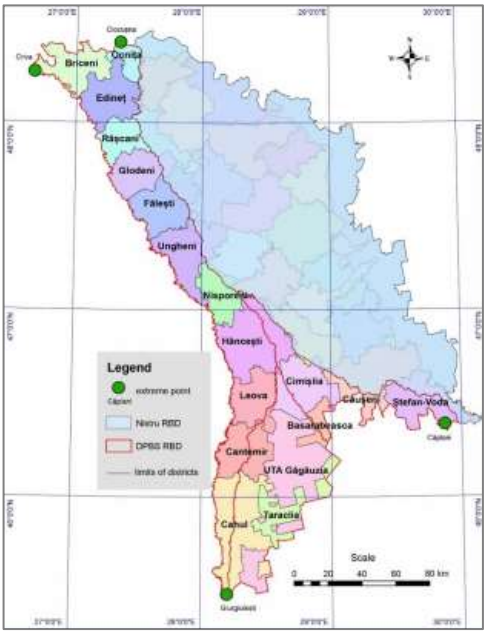


Fig. 2.1. Districtul hidrografic Dunăre-Prut și Marea Neagră [174]

Clima în DH DPMN este temperat continentală, iernile sunt scurte, iar verile – lungi. Cantitatea precipitațiilor, de obicei, este redusă, dar în perioadele calde pot avea loc ploi torențiale – factor ce determină migrarea mai rapidă a poluanților în componentele abiotice ale ecosistemelor. Alți factori naturali, ce condiționează migrarea poluanților în mediul ambiant, inclusiv și în DH DPMN, sunt: temperatura, dinamica maselor de aer, activitatea, varietatea fizico-chimică a maselor de sol (preponderent cernoziomuri tipice, carbonatice, levigate – în proporție de 70%), nivelul înalt de eroziune a solului (circa 30%, în special în bazinele râurilor), nivelul scăzut al zonelor acoperite cu păduri (circa 9,5%, partea centrală – 16,9%) etc. Suprafața DH DPMN se caracterizează printr-un grad înalt de prelucrare a terenurilor în scop agricol (circa 80%). Din ele sunt utilizate:

- 57,7% - terenuri arabile (grâu, porumb, floarea soarelui, sfecla de zahăr, culturi legumicole etc.);
- 7,7% - terenuri cu plantații multianuale (plantații viticole, livezi);
- 14,7% - pășuni și fânețe.

Din DH DPMN au fost selectate spre cercetare 3 situri: lacul Beleu (poluare specifică cu HAP), amplasamentul depozitului de PCO din satul Slobozia Mare și amplasamentul stației de transformatoare de tensiune înaltă din orașul Ceadîr-Lunga (poluare specifică cu PCB).

Lacul Beleu are lungimea de 5 km, lăţimea de 2 km și adâncimea de 0,5-2 m. Suprafața lacului este de 8,5 km^2, iar volumul apei constituie 8,39 milioane m^3 [175]. Lacul Beleu se află între localitățile Văleni și Slobozia Mare din raionul Cahul (Figura 2.2).



Fig. 2.2. Lacul Beleu

Lacul dat și suprafețele adiacente formează rezervația naturală „Prutul de Jos”, care este inclusă în zona Ramsar Nr. 1029 drept zonă umedă de importanță internațională. Acest fapt este cauzat de unicitatea ecosistemului format în regiune, care este gazda a 310 specii de plante vasculare, 40 de specii de mamifere, 9 specii de amfibieni și 192 specii de păsări, o parte din care sunt incluse în Cartea Roșie a Moldovei [176]. Totodată, lacul Beleu este zona de popas pentru unele păsări migratoare, printre care se poate enumera: pelicanul comun, pelicanul creţ, lebăda de iarnă, vulturul pescar etc. [27, 177].

În zona cercetată din satul Slobozia Mare se află un rezervor vechi de stocare și pregătire a pesticidelor, distrus în timp. Acesta este situat la aproximativ 4 km de marginea de est a localității și prezintă pericol deoarece rezervorul este deja distrus, iar poluanții pot migra ușor în componentele de mediu. Totodată, în imediata apropiere a sectorului vizat se află terenuri agricole și pajiști, fapt ce contribuie la pătrunderea POPs în diverse organisme și produse alimentare (Figura 2.3).



Fig. 2.3. Lotul cercetat din satul Slobozia Mare

Situl selectat din localitatea Ceadîr-Lunga reprezintă o stație de transformatoare de tensiune înaltă și teritoriul adiacent ei (Figura 2.4).

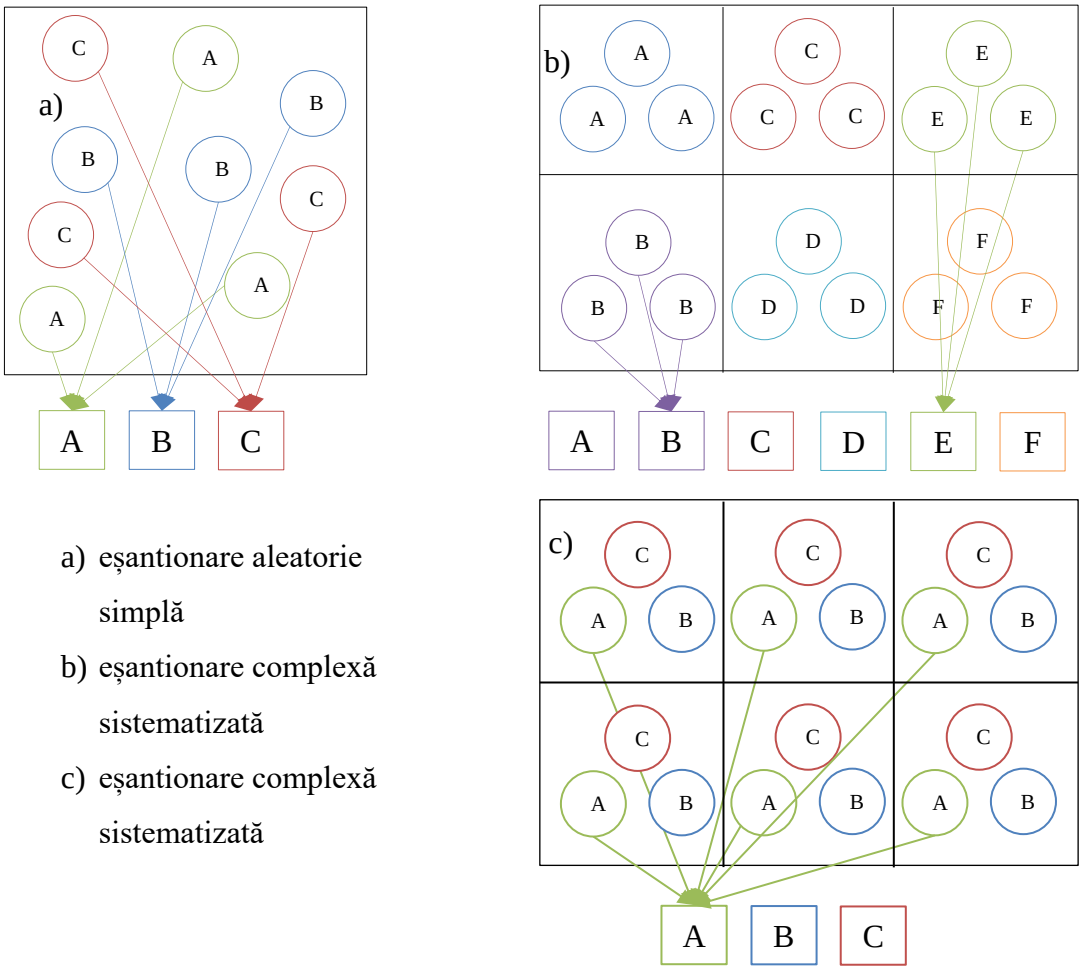


Fig. 2.4. Stația de transformatoare din orașul Ceadîr-Lunga studiată

Pericolul acestui sit este condiționat de întreținerea necorespunzătoare a echipamentului electric (pot avea loc accidente și vărsări ale uleiului de transformator), amplasarea lui în centura orașului, existența unei resurse acvatice artificiale în apropiere, accesul liber în zona poluată, vecinătatea cu loturile agricole, existența zonei industriale etc.

2.2. Prelevarea, transportarea și pregătirea probelor de apă, sedimente și sol

În cercetarea efectuată în cadrul tezei s-au aplicat două tipuri de eșantionare: eșantionarea aleatorie simplă și eșantionarea complexă sistematizată (Figura 2.5) [6, 178-181]. Tipurile date de eșantionare au fost selectate, reieșind din natura complexă a sectoarelor examinate. Metodele de prelevare pentru fiecare component al mediului au fost selectate și executate în baza documentelor normative, standardelor ISO și ghidurilor elaborate în domeniu [178, 180, 182-187].



a) eșantionare aleatorie simplă
b) eșantionare complexă sistematizată
c) eșantionare complexă sistematizată

Fig. 2.5. Tipuri de eșantionare utilizate [178]

Astfel, probele de apă prelevate în scopul determinării POPs au fost recoltate în vase de sticlă întunecată, închise cu dopuri din politetrafluoroetilenă, care se închid etanș. Preliminar, acestea au fost bine spălate cu apă și detergent, apoi cu apă distilată și bine uscate. După caz, au fost curățate suplimentar cu acid azotic și clorhidric, amestec sulfocromic, solvenți organici, apoi spălate repetat cu apă, apă distilată și uscate. Înainte de deplasare în teritoriu, vasele au fost clătite cu hexan și/ sau diclorometan.

La locul prelevării, vasele au fost clătite de câteva ori cu apa ce urma a fi prelevată, apoi umplute până la refuz și închise. Probele de apă prelevate pentru analiza POPs au fost conservate cu câte 40,0 mL de hexan. Cantitatea apei prelevate pentru fiecare probă a fost de un litru. Recoltarea probelor a fost efectuată de la diferite adâncimi. Pe fiecare vas s-au indicat informații despre proba recoltată: data, ora și locul prelevării, tipul sursei, adâncimea apei sau alte date, după caz.

Probele de sedimente au fost prelevate cu ajutorul dragei Ekman, fiind recoltate la distanța de până la 3 metri de la mal. Recoltarea a fost realizată în cutii speciale din politetrafluoroetilenă,

preventiv spălate cu apă și detergent, apoi cu apă distilată și uscate. Probele de sol au fost prelevate de la diferite adâncimi, la fel, cu ajutorul dragei Ekman. Prelevarea probelor de sol s-a efectuat în pungi noi de polietilenă, de unică folosință. Pe toate ambalajele, ca și în cazul apei au fost indicate informațiile referitoare la locația și timpul prelevării.

În procesul de prelevare a probelor de sedimente și sol prin eșantionare aleatorie simplă au fost efectuate minim zece repetări, recoltând un volum total de cel puțin 0,5 kg probă. În cazul eșantionării complexe s-a recurs la prelevarea mai multor probe în volume egale a câte 30,0 – 50,0 grame. Ulterior, acestea au fost combinate, obținându-se probe complexe cu volume a câte 1,0 – 2,0 kg.

Ulterior, probele au fost transportate spre laborator în termen de până la 24 ore, asigurând integritatea lor și menținerea valorilor stabile ale temperaturii (0-4ºC). În laborator, probele au fost păstrate în frigider (termen de păstrare: maxim 48 ore) [29, 188-189]. Reieșind din faptul că, solubilitatea în apă a POPs este relativ mică (concentrându-se în sedimente), există riscul nedetectării acestora în probele de apă, deoarece concentrațiile lor pot fi sub limita de detecție a aparatelor de analiză instrumentală utilizate.

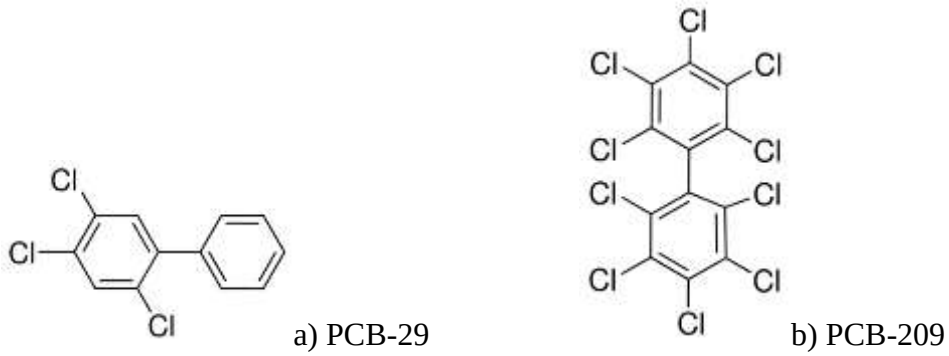
După transportarea probelor de sol și sedimente în laborator, acestea au fost omogenizate și uscate la temperatura camerei. În continuare, au fost înlăturate pietrele și alte obiecte de dimensiuni mai mari, au fost mojarate și cernute prin site cu diametrul ochiurilor de 1 mm. Probele cernute, au fost reambalate în pungi de polietilenă și păstrate pentru ulterioara extracție.

2.3. Extracția poluanților organici persistenți din probele prelevate

În procesul de extracție atât a probelor de apă, cât și a probelor de sedimente și sol, a fost principial de atras atenție la următoarele aspecte. Toată vesela utilizată a fost clătită cu diclormetan, în scopul excluderii erorilor cauzate de pătrunderea diferitor impurități.

Pentru asigurarea calității extracțiilor și analizelor ulterioare, precum și în scopul monitorizării pierderilor de substanță, a fost aplicată metoda standardului intern. Această metodă presupune introducerea în fiecare probă supusă extracției a unor cantități exacte de substanță sau amestec de substanțe, diferite de cele analizate, dar care pot fi vizibile pe cromatogramă în vecinătatea lor. Totodată, standardul intern facilitează citirea cromatogramelor, deoarece raportul dintre ariile unui pic înregistrat şi cel al standardul intern este constant, indiferent de perturbaţiile uşoare, ce intervin pe parcursul analizei instrumentale. Astfel, concentraţia speciei necunoscute se poate calcula în funcţie de standardul intern și în baza calibrării efectuate anterior. În calitate de standard intern a fost utilizat un amestec de triclorobifenil (CAS # 15862-07-4, PCB-29) și

decaclorobifenil (CAS # 2051-24-3, PCB-209) (Figura 2.7) dizolvați în hexan (concentrația fiecăruia fiind de 1 μL/mL hexan) [14].



a) PCB-29 b) PCB-209

Fig. 2.6. Formulele structurale ale standardelor interne utilizate [14]

Concentrarea extractelor a fost efectuată la temperaturi joase, sub un flux slab de azot. La fiecare serie de 7-8 probe s-a repetat procedura de extracție și purificare cu probe martor, pentru a depista la timp cazurile de impurificare a extractelor din cauza veselei necorespunzător spălate, solvenților utilizați sau altor situații neprevăzute.

În acest context, probele de apă au fost trecute cantitativ în pâlnii de decantare cu volumul de un litru. În continuare, s-a adăugat în fiecare din ele câte 50 μL de soluție standard intern triclorobifenil (CAS # 15862-07-4) și 50 μL de soluție standard intern de decaclorobifenil (CAS # 2051-24-3). Conținuturile obținute au fost supuse extracției lichid-lichid, de două ori, utilizând de fiecare dată câte 40 mL de amestec de hexan și diclorometan (raport de 2:1). Timpul fiecărei agitări a fost de 3 minute. În probele în care stratificarea a fost dificilă, din cauza formării emulsiilor, s-au adăugat cantități mici de alcool etilic. O parte din extractele obținute au fost tratate cu sulfat de sodiu anhidru, pentru a înlătura cantitățile mici de apă restante. Extractele obținute au fost concentrate până la volumul de 1 mL, după care au fost purificate cu silicagel și oxid de aluminiu. Concentratele purificate au fost volatilizate, dizolvate în hexan (volum final 1 mL) și păstrate pentru analiza instrumentală ulterioară.

Extracția probelor de sedimente și sol a fost efectuată prin extracție cu solvent asistată de microunde. Pentru extracție se pot utiliza și amestecuri de solvenţi miscibili, dintre care minim unul trebuie să fie polar. Astfel, se pot utiliza solvenți polari precum: acetona, metanolul, diclormetanul sau amestecurile acestora cu hexan, benzen, toluen și alți solvenți. Pentru extracția probelor analizate au fost cântărite câte un gram de fiecare probă (1g ± 0,01g). Masele cântărite au fost introduse în vase de extracție pentru microundă, unde s-au mai adăugat: 50 μL de soluție standard intern PCB-29, 50 μL de soluție standard intern PCB-209 și 10 mL amestec de solvenți

pentru extracție format din hexan și acetonă în raport de 1:1. Vasele pregătite au fost plasate în microundă, unde s-a efectuat extracția poluanților la puterea de 300 W, de două ori a câte 10 minute. Extracția POPs poate fi realizată și prin tehnici, precum: agitarea mecanică, extracție Soxhlet, extracție cu ultrasunet, metoda QuEChERS, extracție în fază solidă și altele [6].

După finalizarea extracției și răcirea definitivă a conținuturilor, extractele au fost separate de faza solidă (transfer cantitativ). Vasele de extracție au fost clătite de câteva ori cu amestec de solvenți utilizați pentru extracție, în scopul minimizării pierderilor, conținuturile fiind adăugate la extracte. În continuare s-a efectuat concentrarea lor, în flux blând de azot, până la volumul de 1 mL. Extractele concentrate au fost purificate prin adăugare repetată și alternantă de silicagel și oxid de aluminiu. După purificarea extractelor, s-a recurs la evaporarea solvenților și redizolvarea lor în hexan, volumele finale fiind aduse la valoarea de 1 mL. În scopul verificării corectitudinii realizării analizelor, pentru fiecare probă s-a efectuat câte două extracții paralele. Toate extractele obținute din probele de apă, sol și sedimente au fost păstrate până la momentul analizei instrumentale în frigider.

2.4. Analiza instrumentală a poluanților organici persistenți

Poluanţii organici persistenţi din extractele obținute din probele de apă, sol și sedimente au fost determinați în baza procedurilor operaţionale PO 5.4/3, PO 5.4/18, PO 5.4/19, elaborate în cadrul Laboratorului de Monitoring al Calității Mediului, în conformitate cu documentele normative SM SR EN ISO 6468:2007, SM SR ISO 10382:2012 și metodelor EPA 8081B, 8082A, 3500, SM GOST R 51209:2006 [182-184, 190-192]. Conținuturile de HAP au fost stabilite conform procedurilor operaţionale PO 5.4/41, PO 5.4/42, PO 5.4/43, PO 5.4/44, elaborate în baza documentelor normative ISO 18287:2006 [187] și metodei EPA 8270c [193]. Totodată, au fost utilizate și ghidurile metodologice în domeniu, elaborate în cadrul proiectelor regionale [185-186]. Determinarea calitativă și cantitativă a conținutului de POPs în probe a fost efectuată, utilizând tehnica cromatografiei cu gaz la:

- cromatograful Agilent 6890 cu detector micro ECD – pentru PCO și PCB;
- cromatograful Agilent 6890 cu detector de mase 5973, prin modulul ionilor selectivi (SIM) – pentru HAP.

Parametrii unor ioni detectați, aplicând tehnica cromatografiei cu gaz cu detector de mase sunt prezentați în Anexa 12. Fiecare serie de analize cromatografice a fost precedată de construcția curbelor de etalonare. În Anexa 13 sunt prezentați parametrii (Tabelul A13.1) și unele curbe (Figura A13.1) de etalonare obținute în procesul de analiză a PCO. Parametrii pentru sistemele cromatografice utilizate în scopul analizei extractelor sunt arătați în Tabelul 2.1.

Tabelul 2.1. Parametrii sistemei cromatografice Agilent 6890

Elementele sistemei	Parametrii sistemei cromatografice Agilent 6890	
	cu detector micro ECD	**cu detector de mase 5973**
Injector	Seringă manuală	Autosampler 7683 B
Cameră de injecţie	Split/splitless inlet; split 5:1, 2 µl, inlet temperatura de 300°C	
Coloană	HP–5: 30 m lungimea, 320 µm diametru intern, 0,25 µm grosimea stratului de adsorbţie, temperatura maximă 325°C	HP–5MS: 30 m lungimea, 320 µm diametru intern, 0,25 µm grosimea stratului de adsorbţie, temperatura maximală 325°C
Gaz	Helium, 1,4 mL/min cu viteza medie de 30 cm/s, flux constant	Heliu, 1,3 mL/min cu viteza medie de 47 cm/s, flux constant
Cuptor	Temperatura iniţială: 100°C (1 min) până la 200°C cu viteza 20°C/min, reţinerea 2 min; etapa a doua: 200°C până la 280°C cu viteza 10°C/min, reţinerea 2 min	Temperatura iniţială: 100°C (1 min) până la 200°C cu viteza 20°C/min, reţinerea 2 min; etapa a doua: 200°C până la 280°C cu viteza 10°C/min, reţinerea 5 min
Detector	^{63}Ni µECD, 320°C, N_2 gaz, 60 mL/min	detectorul de mase 5973, energie de electroni 70 eV, temperatura quadropole 150°C, regim SIM
Prelucrarea informaţiei	Soft ChemStation	

Analizele probelor de apă, sol și sedimente au fost orientate spre determinarea calitativă și cantitativă a prezenței în componentele de mediu a următorilor compuși:[2]

- pesticide organoclorurate: alfa-HCH (319-84-6), beta-HCH (319-85-7), gama-HCH (58-89-9), o,p'-DDT (789-02-6), p,p'-DDT (50-29-3), p,p'-DDE (72-55-9), o,p'-DDE (3424-82-6), p,p'-DDD (72-54-8), o,p'-DDD (53-19-0), aldrin-R (309-00-2), dieldrin (60-57-1), endrin (72-20-8), endosulfan (115-29-7), heptaclor (76-44-8), heptacloroepoxid izomer B (1024-57-3);
- bifenili policloruraţi: PCB-18 (37680-65-2), PCB-28 (7012-37-5), PCB-31 (16606-02-3), PCB-44 (41464-39-5), PCB-52 (35693-99-3), PCB-101 (37680-73-2), PCB-118 (31508-00-6), PCB-138 (35065-28-2), PCB-149 (38380-04-0), PCB-154 (60145-22-4), PCB-180 (35065-29-3), PCB-194 (35694-08-7);
- hidrocarburi aromatice policiclice: acenaften (83-32-9), acenaftilen (208-96-8), antracen (120-12-7), benzo[a]antracen (56-55-3), benzo[a]piren (50-32-8), benzo[b]fluoranten (205-99-2), benzo[e]piren (192-97-2), benzo[g,h,i]perilen (191-24-2), benzo[k]-fluoranten (207-08-9), crisen (218-01-9), dibenzo[a,h]antracen (53-70-3), fenantren (85-01-8), fluoranten (206-44-0), fluoren (86-73-7), indeno[1,2,3-c,d]piren (193-39-5), naftalină (91-20-3), 1-metilnaftalină (90-12-0), 2-metilnaftalină (91-57-6), perilen (198-55-0), piren (129-00-0), trifenilen (217-59-4).

[2] În paranteze sunt specificate numerele CAS

Prezența acestor poluanți în componentele de mediu a fost confirmată prin comparația picurilor obținute în cromatograme cu timpul de retenție, ariile picurilor, masele ionilor etc., fixate în baza de date a softului ChemStation. În cazul probelor cu un conținut excesiv de poluanți s-a recurs la diluția extractelor cu hexan. Toţi reactivii (solvenţii, standardele interne) şi gazele utilizate au fost de un nivel înalt de puritate, fiind procurate de la firmele Supelco-Aldrich, Agilent Technologies, Linde Gas etc.

2.5. Estimarea riscului de poluare chimică

La baza elaborării modelelor conceptuale stă metodologia propusă de Agenția pentru Protecția Mediului din SUA [158, 194-196]. Componentele abordării schematice a modelelor conceptuale includ: sursele și mecanismele primare de emisie, sursele și mecanismele secundare de emisie, căile de migrare și de expunere, precum și receptorii (Figura 2.7). Modelele conceptuale elaborate pot fi actualizate și completate pe parcursul desfășurării activităților de remediere și de monitorizare a evoluției situației în teritoriu, precum și reflectării noilor aspecte neexaminate anterior. Estimarea riscului de poluare chimică în baza indicilor de risc constă în determinarea a trei indici de bază, și anume:

1) indicele de risc pentru nivelul de poluare – include spectrul, concentrațiile și nivelul de toxicitate a poluanților identificați în probele analizate;
2) indicele de risc pentru receptori – descrie receptorii, ce pot fi supuși riscului de poluare;
3) indicele potențialului de dispersie a poluanților – reflectă potențialul de migrare a poluanților și probabilitatea pătrunderii lor în receptori [197-198].

Cercetarea acestor indici, de rând cu modelele conceptuale de estimare a riscurilor de poluare chimică, permite atribuirea fiecărui sit a unui indice total de risc, ce stă la baza cartării și ordonării siturilor după prioritatea realizării activităților ulterioare de remediere.

Spectrul, concentrațiile și nivelul de toxicitate a poluanților identificați în probele analizate

La această etapă, se determină spectrul de poluare a componentelor de mediu și concentrațiile poluanților identificați în probe. Valorile concentrațiilor depistate sunt raportate la CMA pentru componentele de mediu analizate [195]. Reieșind din datele obținute, fiecărui compus toxic identificat i se atribuie un indice de risc pentru poluant (Ip_i), conform Tabelului 2.2. Concentrațiile maxim admisibile pentru POPs cercetați, aprobate la nivel național, sunt prezentate în Anexa 14 și Anexa 15. În domeniul gestionării POPs, CMA este stipulată atât pentru unii reprezentanți în parte (de exemplu: p,p′-DDT în apele de suprafață), cât, și ca conținut total (de exemplu: pesticide total pentru apa potabilă).

Sursa primară	**Mecanismele primare de emisie**	**Sursele secundare**	**Mecanismele secundare de emisie**	**Căile de migrare**	**Căile de expunere**	**Receptorii**
Situl cercetat	Dispersia eoliană și volatilizarea	Solurile agricole	Solurile agricole	Aer	Inhalare	Oameni (adulți, copii, angajați, persoane din diferite categorii de risc etc.)
	Activitatea antropogenă (agricolă)	Pășunile	Pășunile	Produsele alimentare	Ingestie	Animale
	Activitatea antropogenă (menageră)	Culturile agricole	Culturile agricole	Culturile agricole	Cutanată	Plante
	Activitatea antropogenă (industrială)	Apele subterane	Apele subterane	Apele subterane	Iradierea externă etc.	Microorganisme
	Scurgerile de suprafaţă	Apele de suprafață și sedimentele	Apele de suprafață și sedimentele	Apele de suprafață și sedimentele	Sedimentare	Ecosisteme terestre
	Infiltrarea în orizonturile subterane etc.	Producția animalieră etc.	Producția animalieră etc.	Producția animalieră etc.	Bioacumulare etc.	Ecosisteme acvatice etc.

Fig. 2.7. Componentele abordării schematice a modelelor conceptuale [158, 194-196]

Tabelul 2.2. Corelația dintre valorile indicilor de risc și ale gradelor de poluare

Raportul dintre concentrația reală și concentrația maxim admisibilă	Indice de risc pentru poluant I_{p_i}	Categoria componentului analizat
Sub nivelul de determinare analitică	0	Nepoluat
Nivelul de determinare analitică $\leq C_r/CMA \leq 1$	2	Poluare admisibilă
$1 < C_r/CMA < 10$	4	Poluare slabă
$10 \leq C_r/CMA < 100$	6	Poluare medie
$100 \leq C_r/CMA < 500$	8	Poluare înaltă
$500 \leq C_r/CMA < 5000$	10	Poluare foarte înaltă
$C_r/CMA \geq 5000$	14	Poluare extremă

Cu regret, în legislația națională, informația per reprezentant separat în componentele de mediu este insuficientă. În cazul utilizării în calcule a valorilor CMA pentru conținutul total de POPs, este destul de complicat să asiguri relevanța estimării riscului de poluare chimică, deoarece valoarea dată poate fi atinsă de un număr diferit de poluanți prezenți în probă și care posedă o toxicitate diferită. În acest context, valoarea lipsă a CMA pentru un component anume din amestec a fost substituită cu valoarea cunoscută pentru amestecul specificat în legislație. Totodată, pentru a minimiza discrepanța condiționată de depășirea valorilor CMA de către amestecul de poluanți analizat, când fiecare component nu depășește valoarea vizată, Ip_i se determină atât pentru fiecare poluator, cât, și pentru conținutul total al lor.

În continuare, pentru poluanții depistați în probe se introduce în calcule și indicele de toxicitate (I_{t_i}), care se calculează în baza informațiilor toxicologice prezentate în literatura de specialitate. Aceste date includ categoriile de hazard pentru toxicitatea orală, toxicitatea dermală, toxicitatea prin inhalare, carcinogenitatea, valorile dozei letale 50 (LD_{50}), toxicitatea pentru mediul acvatic pe termen lung și scurt. Reieșind din aceste categorii, fiecărui poluant i se atribuie un șir de coeficienți, suma cărora, de facto, reprezintă Indicele de toxicitate (Tabelul 2.3).

Tabelul 2.3. Corelația dintre categoriile de hazard și coeficienții atribuiți

Parametrul Examinat / Categoria de hazard	Toxicitatea orală	Toxicitatea dermală	Toxicitatea prin inhalare	Carcinoge-nitatea	Doza letală 50	Toxicitatea, mediul acvatic pe termen	
						Scurt	Lung
1	0,25	0,25	0,25	0,25		0,25	0,25
2	0,20	0,20	0,20	0,20		0,20	0,20
3	0,15	0,15	0,15	0,15		0,15	0,15
4	0,10	0,10	0,10	0,10		0,10	0,10
$0 < LD_{50} < 10$					0,25		
$10 \leq LD_{50} < 100$					0,20		
$100 \leq LD_{50} < 1000$					0,15		
$LD_{50} \geq 1000$					0,10		

În continuare, se calculează $\sum_{i=1}^{n}(I_{p_i} \cdot I_{t_i})$ pentru poluanții și grupele de poluanți analizați. Valoarea obținută se înmulțește la coeficientul de risc pentru numărul de poluanți (k), care se determină în conformitate cu Tabelul 2.4. În rezultat, se stabilește indicele de risc pentru nivelul de poluare (Ip) a probei cercetate.

Tabelul 2.4. Valorile coeficientului de risc pentru numărul de poluanți

Numărul de poluanți	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**	**12**	**13**	**14**	**15**
Coeficientul de risc pentru numărul de poluanți (k)	1,0	1,1	1,2	1,3	1,4	1,5	1,6	1,7	1,8	1,9	2,0	2,1	2,2	2,3	2,4

Formula de calcul generalizată pentru „indicele de risc pentru nivelul de poluare” poate fi redată prin expresia:

$$I_p = \left(\sum_{i=1}^{n}(I_{p_i} \cdot I_{t_i}) + \sum_{i=1}^{n}(I_{p_{gi}} \cdot I_{t_{gi}})\right) \times k \qquad (2.1)$$

unde: I_{p_i} – indicele de risc pentru fiecare poluant;

I_{t_i} – indicele de toxicitate pentru fiecare poluant;

$I_{p_{gi}}$ – indicele de risc pentru grupele de poluanți;

$I_{t_{gi}}$ – indicele de toxicitate pentru grupele de poluanți;

I_p – indicele de risc pentru nivelul de poluare;

k – coeficientul de risc pentru numărul de poluanți.

Receptorii de risc situați pe situl cercetat

La etapa de examinare a acestui parametru se determină distanțele de la sursa de plouare până la receptorii potențiali, precum și importanța și vulnerabilitatea fiecărui receptor. Distanța până la receptorii de risc se cuantifică în conformitate cu datele prezentate în Tabelul 2.5, determinându-se indicii de risc pentru distanță.

Tabelul 2.5. Cuantificarea distanței de la sursa de poluare până la receptorii de risc

Tipul contactului	**Distanţa de la centrul sursei de poluare până la receptorul de risc**	**Indicele de risc pentru distanță $I_{dist.i}$**
Contact direct	0 m – 25 m	14
Contact garantat	26 m – 50 m	10
Contact probabil	51 m – 100 m	8
Contact slab	101 m – 200 m	4
Contact nesemnificativ	201 m – 300 m	2

Totodată, receptorilor li se atribuie un indice de risc pentru fiecare receptor, reieșind din gradul de utilizare a terenului, prezența organismelor, vulnerabilitatea lor etc. Astfel, pentru:

- terenurile neutilizate, zonele umede și inundabile se conferă indicele 1,1;
- culturile agricole, lacurile și acumulările de apă, pădurile și plantaţiile forestiere, plantaţiile multianuale, râuri și pâraie – 1,2;
- pășuni – 1,3;
- locurile de muncă, sursele de apă – 1,4;
- localităţi – 1,5.

Ca finalitate se determină indicii de risc pentru receptori, conform expresiei matematice:

$$I_r = \sum_{i=1}^{n}(I_{dist_i} \cdot w_i) \quad (2.2)$$

unde: I_{dist_i} – indicele de risc pentru distanță;

I_r – indicele de risc pentru receptori;

w_i – indicele de risc pentru fiecare receptor.

Potențialul de dispersie a poluării

Acest parametru stabilește corelarea dintre particularitățile sitului cercetat și posibilitățile principale de migrare a poluanților în mediu. Inițial, se determină factorii de sporire și diminuare a migrării POPs asociați vântului, infiltrării în orizonturile subterane, scurgerilor de suprafaţă și dispersiei prin intermediul omului şi animalelor. În continuare se calculează $\sum I_{v_{sporire}}$, $\sum I_{v_{diminuare}}$, $\sum I_{i_{sporire}}$, $\sum I_{i_{diminuare}}$, $\sum I_{s_{sporire}}$, $\sum I_{s_{diminuare}}$, $\sum I_{o_{sporire}}$ și $\sum I_{o_{diminuare}}$. În baza acestora se calculează indicii de risc pentru factorii de sporire sau diminuare a potențialului de dispersie conform expresiilor matematice:

$$I_{d_{vânt}} = \sum I_{v_{sporire}} - \sum I_{v_{diminuare}} \quad (2.3)$$

$$I_{d_{infil.}} = \sum I_{i_{sporire}} - \sum I_{i_{diminuare}} \quad (2.4)$$

$$I_{d_{scurg.}} = \sum I_{s_{sporire}} - \sum I_{s_{diminuare}} \quad (2.5)$$

$$I_{d_{om}} = \sum I_{o_{sporire}} - \sum I_{o_{diminuare}} \quad (2.6)$$

unde:

$I_{d_{vânt}}$ – indicele de risc pentru factorii asociați dispersiei cu ajutorul vântului;

$I_{d_{infil.}}$ – indicele de risc pentru factorii asociați infiltrării în orizonturile subterane;

$I_{d_{scurg.}}$ – indicele de risc pentru factorii asociați scurgerilor de suprafaţă;

$I_{d_{om}}$ – indicele de risc pentru factorii asociați dispersiei prin intermediul omului şi animalelor;

$\sum I_{v_{sporire}}, \sum I_{v_{diminuare}}$ – suma factorilor de sporire și, respectiv, diminuare, asociați dispersiei cu ajutorul vântului;

$\sum I_{i_{sporire}}, \sum I_{i_{diminuare}}$ – suma factorilor de sporire și, respectiv, diminuare, asociați infiltrării în orizonturile subterane;

$\sum I_{s_{sporire}}, \sum I_{s_{diminuare}}$ – suma factorilor de sporire și, respectiv, diminuare, asociați scurgerilor de suprafaţă;

$\sum I_{o_{sporire}}, \sum I_{o_{diminuare}}$ – suma factorilor de sporire și, respectiv, diminuare, asociați dispersiei prin intermediul omului şi animalelor.

Dacă diferența dintre suma indicelor de risc pentru factorii de sporire și diminuare este negativă, atunci se recurge la egalarea ei cu zero. În continuare, valorile obținute se înmulțesc la indicii de risc pentru factorii de migrare (m_i), prezentați în Tabelul 2.6.

Tabelul 2.6. Valorile indicelor de risc pentru factorii de migrare (m_i)

Factorii de migrare	m_i
Vântul	8
Infiltrarea în orizonturile subterane	3
Scurgerea de suprafață	6
Dispersia prin intermediul omului şi animalelor domestice	2

Astfel, calculul indicelui potențialului de dispersie a poluanților se va determina în baza expresiei:

$$I_d = I_{d_{vânt}} \cdot m_{vânt} + I_{d_{infil.}} \cdot m_{infil.} + I_{d_{scurg.}} \cdot m_{scurg.} + I_{d_{om}} \cdot m_{om} \qquad (2.7)$$

unde:

I_d – indicele potențialului de dispersie a poluanților;

$m_{vânt}$ – factorul de migrare: vânt;

$m_{infil.}$ – factorul de migrare: infiltrare;

$m_{scurg.}$ – factorul de migrare: scurgeri;

m_{om} – factorul de migrare: omul și animalele;

a, b, c – coeficienți empirici.

După stabilirea celor trei indici de bază se calculează Indicele general de risc. Formula de calcul include toți parametrii analizați, precum și trei coeficienți empirici, care reflectă ponderea indicilor identificați:

$$I_{tot} = \frac{I_p \cdot a + I_r \cdot b + I_d \cdot c}{100} \qquad (2.8)$$

Coeficienților empirici a, b și c li se atribuie valorile 50, 30 și, respectiv, 20. Calculul în cauză permite prioritizarea siturilor cercetate în scopul elaborării recomandărilor și executării

activităților de remediere, pentru a minimiza acțiunea POPs depistați asupra sănătății mediului și oamenilor. Estimarea acestor indici, la nivel național, pot contribui la formarea unei viziuni detaliate asupra nivelului de contaminare a teritoriului RM cu POPs, elaborarea politicilor de mediu relevante și implementarea unor planuri de acțiuni rezultative.

2.6. Estimarea acțiunii poluanților organici persistenți asupra diferitor organisme

Pentru cercetarea acțiunii POPs asupra diferitor organisme au fost selectate câteva probe de sol și sedimente din cele prelevate de pe siturile cercetate. Selectarea a fost efectuată în dependență de spectrul poluanților depistați și ΣPOPs. Acțiunea poluanților asupra culturilor de fungii și bacterii a fost studiată, realizând următoarele activități:

1) cântărirea a câte 50 grame de probă de sol sau de sediment uscat, morjat, și cernut prin sită cu diametrul ochiurilor de 1 mm;
2) extracția asistată de microundă (300 W, de două ori câte 10 minute) a POPs în 75 mL amestec de hexan și acetonă (raport de 1:1);
3) vaporizarea solvenților, în flux blând de azot și dizolvarea ulterioară a extractului în 4 mL de ulei de vaselină;
4) pregătirea și aplicarea în capsulele Petri a culturilor de bacterii și fungii, precum și a mediilor nutritive pe bază de agar;
5) aplicarea godeurilor și introducerea probelor (în fiecare capsulă - în mijloc câte o probă martor, în părți câte două probe în câte trei godeuri). Volumul de extract dizolvat în ulei de vaselină introdus într-un godeu este de 0,1 mL;
6) analiza rezultatelor după 48 ore de incubare la temperatura de 37°C.
7) înregistrarea datelor și formularea concluziilor.

Influența POPs asupra creșterii plantulelor de dovleac și ovăz a fost stabilită prin metoda plăcilor de sol [199-200], iar în calitate de răspuns s-au determinat energiile germinative și germinația semințelor plantelor menționate, stabilindu-se lungimile rădăcinilor și plantulelor formate. În acest scop, probele de sol contaminat, cu masele de 50 grame, preventiv uscate, omogenizate și cernute prin site (dimensiunea ochiurilor de 1 mm), au fost plasate în capsule Petri și umezite cu câte 20 mL de apă distilată. Pe suprafața plăcilor de sol au fost puse semințele testate, acestea fiind preventiv înmuiate în apă timp de 24 ore. În calitate de probe de control au servit semințele germinate pe vată umezită și acoperită cu hârtie de filtru (martor), precum și semințele germinate de pe plăcile formate din solul de referință. Drept sol de referință a fost utilizată o probă de sol forestier, fără reziduuri de contaminanți.

În continuare, probele pregătite au fost incubate la întuneric într-un termostat, menținând temperatura la 25°C. În ziua a 3-a s-au determinat energiile germinative ale semințelor, iar în ziua a 7-a, luând în considerație germinația semințelor, au fost măsurate lungimile rădăcinilor și plantulelor. Rezultatele măsurătorilor au fost procesate în programul Excel, calculându-se valorile medii și intervalele de încredere ale acestora.

Pentru determinarea acțiunii POPs asupra speciei *Daphnia Magna* și altor organisme, au fost selectate trei probe de sol, în care prevalează un conținut sporit de una din categoriile de contaminanți examinați (PCO, HAP și PCB). Inițial, pentru fiecare probă s-au cântărit câte 10, 50 și, respectiv, 100 grame, care au fost introduse în baloane cu fundul plat. Ulterior, în toate, s-a adăugat câte l L de apă, agitându-se bine conținuturile. Vasele au fost lăsate la temperatura camerei timp de 72 ore, periodic fiind amestecate conținuturile. La expirarea termenului, extractele apoase obținute au fost filtrate și utilizate pentru:

- determinarea pH-ului și conductibilității electrice;
- determinarea conținutului de metale grele, pentru a exclude influența acestora;
- identificarea prezenței POPs în extractele obținute;
- determinarea acțiunii POPs din extractele apoase asupra speciei *Daphnia Magna*;
- determinarea acțiunii contaminanților examinați asupra altor organisme.

Extracția poluanților din extractul apos (pentru confirmarea prezenței POPs) a fost executată conform metodologiei descrise anterior, aplicate în cazul probelor de apă. Metalele grele au fost analizate prin spectrometrie de absorbție atomică, iar pH-ul și conductibilitatea electrică – potențiometric.

În scopul determinării acțiunii toxice a POPs asupra speciei *Daphnia Magna*, în pahare Berzelius, au fost introduse câte 100 mL de extract apos al probelor cercetate, soluțiilor Blank și de control. Cu ajutorul unor pipete cu diametrul de 6-8 mm au fost introduse în fiecare pahar câte 5 exemplare de *Daphnia Magna* mature, din care patru au fost în perioada de gestație. Organismele au fost hrănite înainte de experiment cu suspensie de *Clorela vulgaris*. Paharele cu obiectele de studiu au fost plasate pe pervazul ferestrei, la lumină. După 24 ore și 48 ore a fost analizată influența componenților soluțiilor asupra exemplarelor de *Daphnia Magna*, rezultatele fiind înregistrate în registrul de laborator.

Nivelul de toxicitate a POPs asupra altor organisme a fost examinat, utilizând câteva specii colectate din grădină (râme, melci de livadă, gârgârițe de urzică). În acest caz, au fost utilizate recipiente sterile de sticlă și baloane cu gâtul larg, cu capacitatea de 250 mL, care au fost acoperite cu folii de staniol, dar asigurând condiții aerobe. Vasele, fiind din sticlă, au permis facilitarea observațiilor fără deteriorarea foliilor de acoperire. În cazul insectelor au fost utilizate câte 2 mL

de extract apos, iar în cazul râmelor și melcilor de livadă – câte 4 mL. Fiecare vas a fost prevăzut cu o platformă din plută unde au fost plasate organismele (pentru a evita înnecul lor). Toate exemplarele colectate au fost examinate riguros pentru a asigura similitudinea experimentului. Condițiile în laborator de realizare a analizelor au fost:

- umiditatea relativă a aerului - 75-78%;
- temperatura - în limite de 25-26°C pe toată durata zilei;
- raportul lumină/întuneric a constituit 16 ore/8 ore.

Probele au fost examinate peste fiecare oră de la introducerea organismelor în vase, pentru a observa comportamentul acestora, făcându-se comparație cu proba martor. Timp de șapte zile de la începerea experimentului s-a evaluat comportamentul și mortalitatea acestora.

Fauna edafică a fost determinată în două etape. Prima etapă - in-situ. A fost selectat un sector concret, analiza preventivă a căruia a stabilit prezența unor cantități impunătoare de POPs, preponderent PCO. Sectorul a fost divizat convențional în două zone: zona A (poluată) și zona B (nepoluată). Ulterior, zona A a fost divizată în dependență de altitudine, în trei sectoare: partea de sus, de mijloc și de jos, obținându-se în final patru puncte de examinare. Pentru fiecare punct au fost colectate probe medii de material pământos de la cinci adâncimi: 0-10 cm, 10-20 cm, 20-30 cm, 30-40 cm, 40-50 cm, de pe o suprafață de 1 m^2. În plus, au fost colectate și toate organismele găsite în volumele săpate de material pământos. Colectarea a fost efectuată în eprubete, în care, preventiv, erau adăugați câte 20 mL de alcool.

A doua etapă, ex-situ, a fost efectuată în laborator. Probele de material pământos au fost uscate, morjate și cernute, după care au fost supuse extracției și determinării conținutului de POPs pentru a evalua migrarea acestor contaminanți pe pantă și în profunzime. Etapele au fost executate similar probelor de sol și sedimente, descrise anterior. Organismele colectate au fost identificate din punct de vedere sistematic, a fost determinată cantitatea numerică și masică a lor. Ulterior, a fost examinată dependența numărului de organisme și biomasei probelor de ΣPOPs și au fost formulate concluziile de rigoare.

2.7. Concluzii la capitolul 2

1. Etapele analizelor in-situ şi ex-situ executate în cadrul prezentei cercetări au fost realizate în conformitate cu documentele normative în vigoare, standardele ISO adoptate de Institutul de Standardizare din Moldova şi procedurile operaţionale interne ale laboratoarelor specializate. Acest lucru asigură validitatea şi fiabilitatea rezultatelor obţinute.
2. Analiza calitativă şi cantitativă a POPs prin metoda cromatografiei cu gaze cuplate cu detector micro ECD şi detector de mase 5973 a permis determinarea eficientă a spectrului şi concentraţiilor

poluanţilor în probele analizate, limita de cuantificare fiind de ordinul până la 10^{-14} g/mL extract, asigurând o sensibilitate adecvată în detectarea şi măsurarea acestor substanţe.

3. Impactul negativ al POPs asupra diferitor organisme a fost studiat pe scară largă, dar încă nu în detaliu suficient. Deşi, în literatura de specialitate sunt descrise concentraţiile celor mai utilizate PCO depistate în diferite organisme şi ţesuturi, precum şi efectele toxicologice ale acestora, totuşi, se atestă lipsa informaţiilor cu referire la categoriile de toxicitate ale majorităţii PCB şi HAP.
4. Metodologia de estimare a riscului de poluare chimică cu POPs propusă necesită o analiză minuţioasă a siturilor cercetate. Aceasta implică colectarea de date referitoare la diversitatea şi concentraţiile poluanţilor identificaţi, nivelul de toxicitate prezentat, prezenţa receptorilor expuşi riscului, modalitatea de migrare a contaminanţilor etc. Metodologia dată poate fi ajustată în funcţie de obiectivele cercetării, specificul siturilor, nivelul de contaminare, precum şi alte criterii relevante. Rezultatele estimării permit evaluatorilor să argumenteze gravitatea problemei şi să formuleze recomandări de remediere, eficiente, în timp ce factorii de decizie pot finanţa şi implementa aceste măsuri.

3. POLUANȚII ORGANICI PERSISTENȚI ÎN COMPONENTELE DE MEDIU CERCETATE

3.1. Situl – lacul Beleu

Conform mențiunilor anterioare, lacul Beleu reprezintă componenta principală a rezervației „Prutul de Jos” și este considerat drept zonă umedă de importanță internațională. Poluarea acestui ecosistem are consecințe grave asupra organismelor existente în zonă, precum și asupra păsărilor călătoare. Monitorizarea nivelului de contaminanți și eliminarea surselor de poluare pot asigura menținerea „sănătății naturale” a regiunii, care s-a dezvoltat de-a lungul secolelor. Prima cercetare a lacului Beleu a fost efectuată în perioada anilor 2014 – 2015. În cadrul acestei cercetări au fost colectate opt probe de apă și 18 probe de sedimente, conform planului de prelevare prezentat în Figura 3.1:

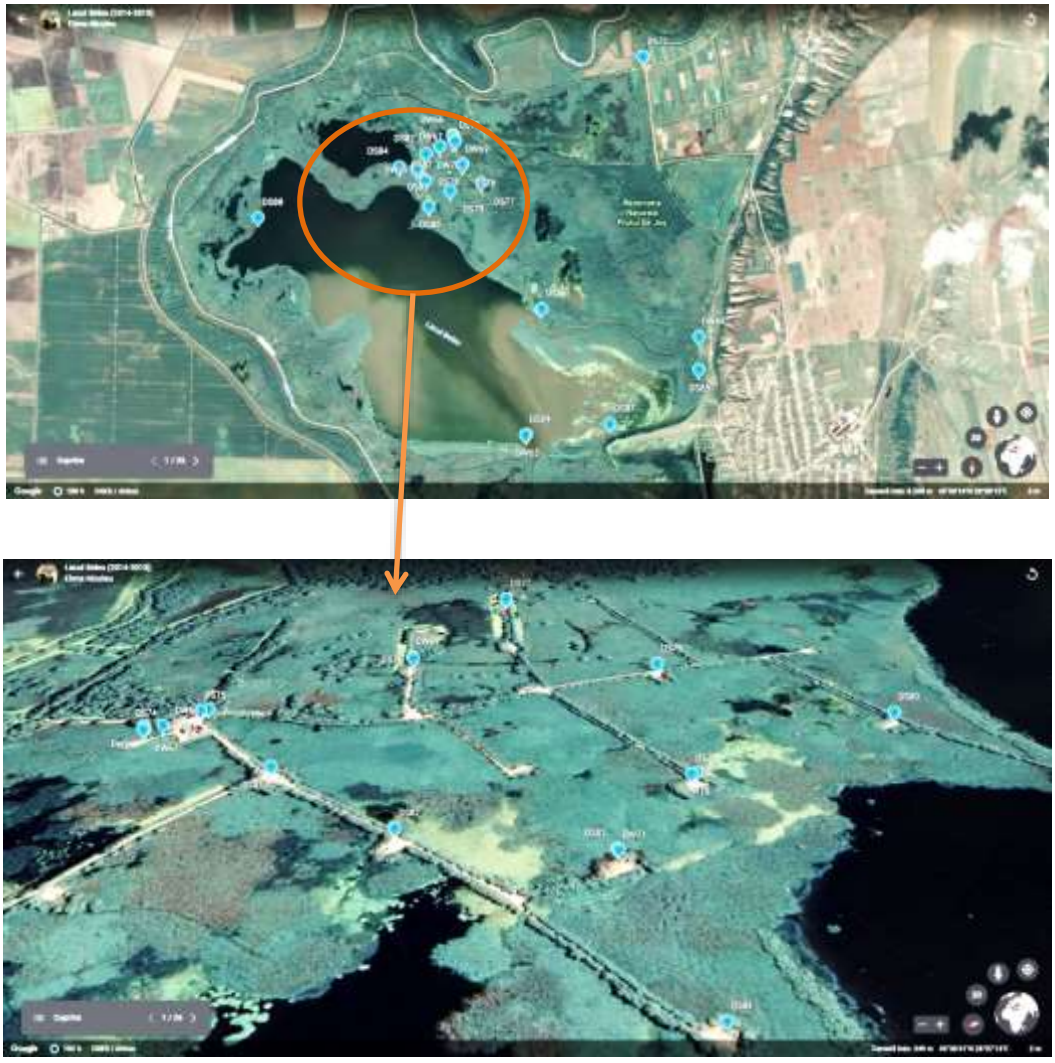


Fig. 3.1. Planul de prelevare a probelor din situl Lacul Beleu (anii 2014 – 2015)

Pentru a ușura gestionarea rezultatelor obținute, fiecărei probe prelevate i s-a atribuit un număr de înregistrare (Anexa 16). Probele prelevate au fost analizate pentru determinarea a 13 PCO, 12 PCB și 21 HAP (Anexa 17 și Anexa 18). În cazul probelor de apă, au fost identificate 6 PCO (heptaclor, izomerii și metaboliții DDT-ului), 10 PCB (cu excepția PCB44 și PCB194) și 6 HAP (antracen, benzo[a]antracen, fenantren, fluoranten, fluoren și piren). ΣPOPs detectați nu depășește valoarea de 0,1000 µg/L, cu excepția probei DW64, în care doar ΣHAP este deja de 0,1165 µg/L și prezintă un risc real pentru ecosistem (Figura 3.2).

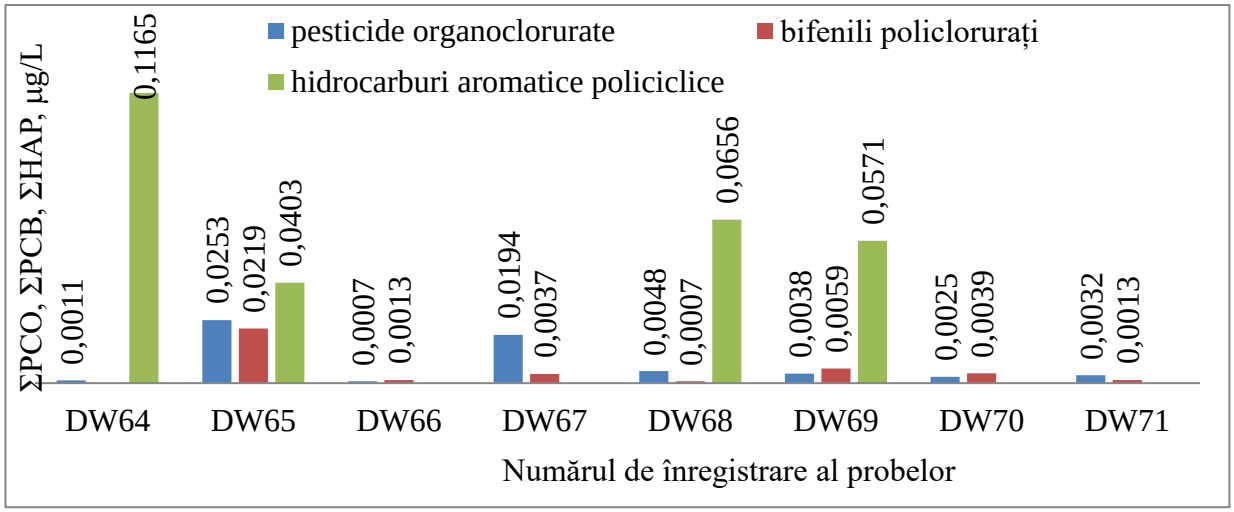


Fig. 3.2. ΣPCO, ΣPCB și ΣHAP în probele de apă din lacul Beleu (anii 2014 – 2015)

ΣHAP identificate în probele de apă analizate este condiționată de prezența compușilor: fluoren, fenantren, antracen, fluoranten, piren și benzo[a]antracen (Tabelul 3.1).

Tabelul 3.1. Concentrațiile HAP identificate în probele de apă din lacul Beleu (anii 2014 – 2015)

HAP identificată	Numărul de înregistrare al probei			
	DW64	DW65	DW68	DW69
fluoren, µg/L	0,0025	< 0,0010	0,0040	0,0020
fenantren, µg/L	0,0372	0,0082	0,0223	0,0153
antracen, µg/L	0,0325	0,0072	< 0,0010	< 0,0010
fluoranten, µg/L	0,0260	0,0217	0,0357	0,0357
piren, µg/L	0,0103	0,0016	0,0022	0,0029
benzo[a]antracen, µg/L	0,0080	0,0016	0,0014	0,0012
ΣHAP, µg/L	**0,1165**	**0,0403**	**0,0656**	**0,0571**

Analiza sedimentelor prelevate din lacul Beleu a scos în evidență prezența POPs în toate probele analizate (Anexa 18). În cazul PCO și PCB, valorile CMA nu sunt depășite, cu excepția probei DS89 (depășire de 1,11 ori a CMA pentru terenuri agricole).

În cazul HAP se atestă un nivel mai înalt de contaminare. Trei compuși din cei analizați, respectiv: 1-metilnaftalina, 2-metilnaftalina și trifenilenul, nu au fost identificați în nici o probă. Cantități nedetectabile sau mai mici decât valorile CMA pentru ΣHAP (0,1000 mg/kg) și benzo[a]pirenului (0,0200 mg/kg) au fost înregistrate în probele de sedimente: DS 73 (<0,0010), DS75 (0,0044 mg/kg), DS77 (0,0106 mg/kg), DS 89 (0,0160 mg/kg), DS 84 (0,0421 mg/kg), DS80 (0,0430 mg/kg), DS85 (0,0639 mg/kg), DS82 (0,0767 mg/kg) și DS83 (0,0776 mg/kg). Pentru trei probe de sedimente ΣHAP este apropiată de valoarea de 0,1000 mg/kg: DS74 (0,0872 mg/kg), DS72 (0,0903 mg/kg) și DS76 (0,0996 (mg/kg). În aceste probe, valoarea pentru CMA a benzo[a]pirenului nu este depășită.

Cu un conținut mai mare de HAP decât valorile CMA ale ΣPOPs pentru terenuri agricole s-au dovedit a fi probele DS78 (1,33 ori), DS86 (1,89 ori), DS87 (1,95 ori), DS 79 (2,24 ori), DS88 (8,47 ori) și DS81 (9,00 ori). În plus, depășire a CMA pentru benzo[a]piren s-a înregistrat în cazul probei DS88 – de 3,87 ori. Ponderea procentuală a poluanților identificați pentru aceste probe este reprezentată în Figura 3.3.

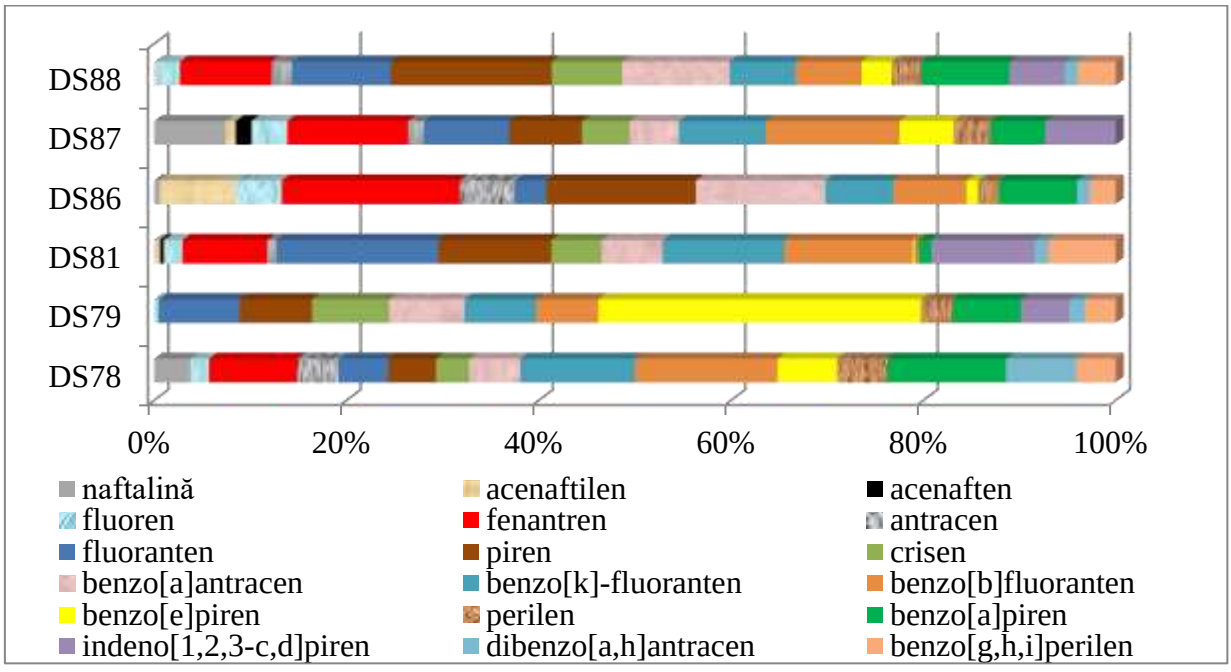


Fig. 3.3. Ponderea procentuală a hidrocarburilor aromatice policiclice, identificate în probele de sedimente, cu ΣHAP mai mare de 0,1 mg/kg, lacul Beleu (anii 2014 – 2015)

Analizele efectuate în perioada de referință au evidențiat o poluare acceptabilă până la nivelul slab în cazul probelor de apă și o poluare de la nivelul slab până la moderat a probelor de sedimente cu POPs, iar conținutul cel mai mare a fost înregistrat în cazul HAP. În anul 2019, concentrațiile HAP au fost reevaluate pentru a monitoriza evoluția acestora și a determina impactul

activității Companiei de extragere a produselor petroliere din zonă. În acest scop, au fost colectate 15 probe de sedimente, o parte dintre ele din apropierea sondelor de extracție. Probe de apă nu au fost prelevate, deoarece solubilitatea HAP în apă este relativ scăzută. Planul de prelevare este prezentat în Figura 3.4.



Fig. 3.4. Planul de prelevare a probelor de apă și sedimente din lacul Beleu în anul 2019 (1-15 – puncte de prelevare)

Cantități infim de mici s-au înregistrat de: 1-metilnaftalină (proba nr. 9 – 5,6 µg/kg), 2-metilnaftalină (proba nr. 9 – 6 µg/kg) și benzo[k]fluoranten (probele 1 – 6 – la limita de detecție). Cel mai mic nivel de poluare cu HAP, a căror conținut nu depășește CMA pentru terenurile agricole a fost identificat în probele 6 (0,0268 mg/kg), 1 (0,0295 mg/kg), 2 (0,0332 mg/kg), 4 (0,0436 mg/kg) și 5 (0,0628 mg/kg). Aceste concentrații sunt determinate de prezența, preponderent, a fluorenului, antracenului, fenantrenului și pirenului, valorile identificate fiind prezentate în Anexa 19.

Pentru celelalte 10 probe, ΣHAP depășește valoarea CMA pentru terenuri agricole și variază de la 0,2282 mg/kg (depășește de circa 2,28 ori) până la 1,0122 mg/kg (depășește de circa 10,12 ori). În cazul benzo[a]pirenului, concentrația acestuia depășește CMA pentru două probe: 9 (de două ori) și 12 (de circa 3,2 ori). Distribuția în probele de sedimente prelevate a ΣHAP și concentrațiilor benzo[a]pirenului este reprezentată în Figura 3.5, iar repartiția poluanților pe categorii în Figura 3.6. Repartiția prezentată ne demonstrează prezența în toate probele a cotelor mai mari a fluorenului, antracenului, fenantrenului, pirenului și crisenului. Nivelul scăzut al HAP în probele de apă și concentrațiile în creștere în probele de sedimente demonstrează faptul acumulării și depozitării acestora în sedimentele lacului.

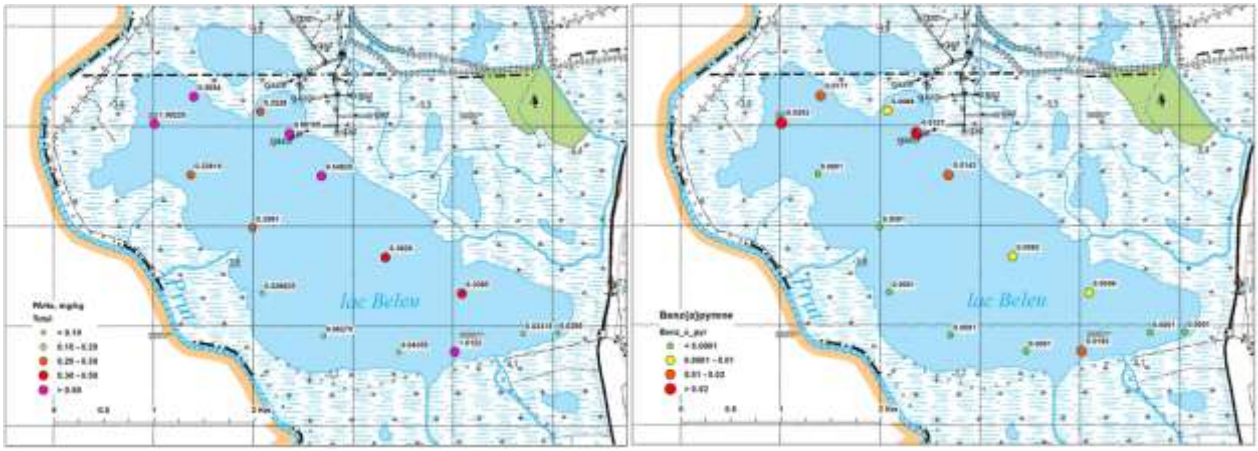


Fig. 3.5. Distribuția ΣHAP și benzo[a]pirenului în teren, anul 2019

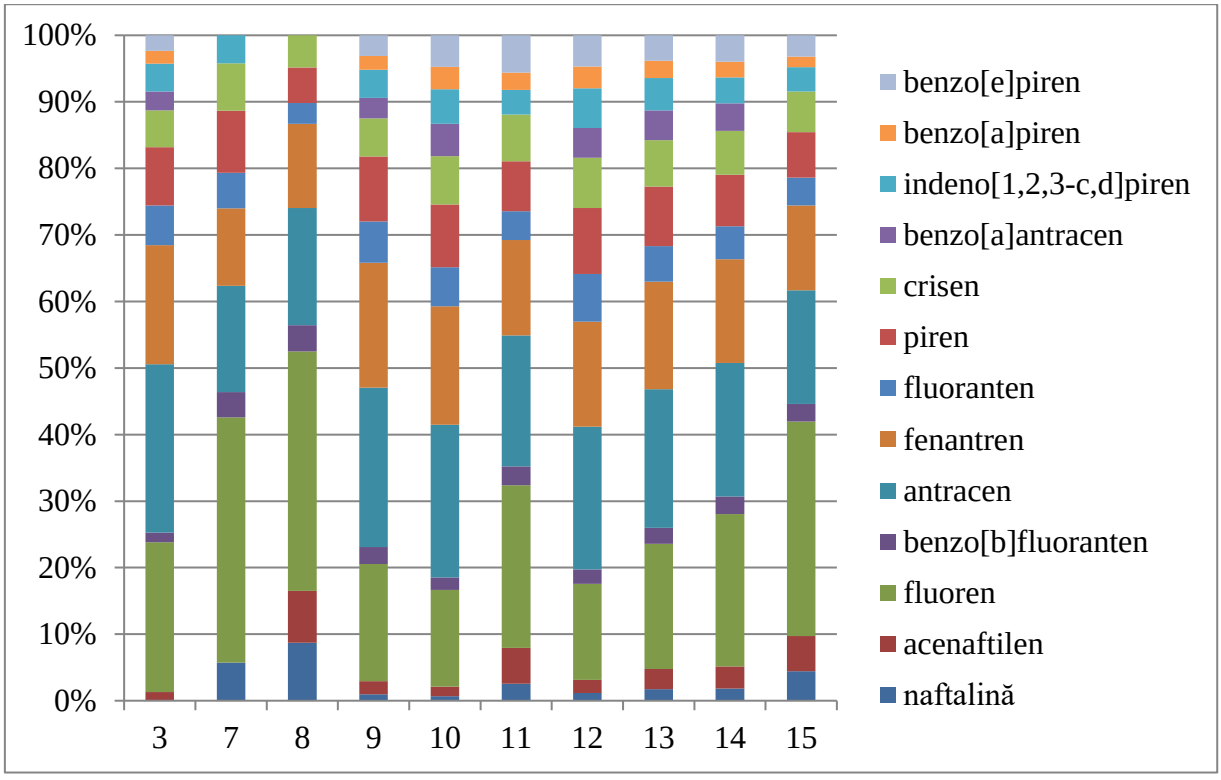


Fig. 3.6. Repartiția poluanților în probele de sedimente din lacul Beleu pe categorii, anul 2019

În plus, comparativ cu rezultatele obținute în precedentele analize, s-a identificat o creștere semnificativă a ΣHAP în sedimentele lacului Beleu (anul 2015 – CMA depășit în 6 probe din 18 (33,33%), anul 2019 – CMA depășit în 10 probe din 15 (66,67%)).

3.2. Amplasamentul depozitului de PCO din satul Slobozia Mare

Amplasamentul depozitului de PCO din satul Slobozia Mare se află în apropierea satului cu același nume, din raionul Cahul, și include un rezervor de pesticide utilizate în perioada sovietică, distrus în timp, precum și teritoriul aferent lui. Cercetarea sitului dat, la fel, a fost efectuată în două etape. Prima etapă (anii 2013 – 2014) a fost efectuată în scopul identificării prezenței poluanților pe sit, iar a doua etapă (anii 2015 – 2016) a fost executată mai detaliat, având ca finalitate estimarea riscului de poluare chimică a sitului.

Inițial, au fost prelevate 6 probe de sol [72], iar la etapa a doua – 26 probe de sol. Planul de prelevare și coordonatele punctelor de prelevare sunt prezentate în Anexele 20 și 21. Analiza probelor prelevate la prima etapă a scos în evidență un nivel mediu de poluare a sitului cu PCO, o poluare slabă cu HAP și o poluare admisibilă cu PCB (Anexa 22). Din ultima categorie a fost identificată prezența a șase PCB (PCB31, PCB52, PCB149, PCB154, PCB138 și PCB180), ΣPCB variind de la 0,0035 mg/kg (DS94) până la 0,0214 mg/kg (DS90).

În cazul HAP, opt compuși din cei analizați nu au fost identificați în nici o probă, și anume: 1-metilnaftalina, 2-metilnaftalina, acenaftilenul, acenaftenul, fluorantenul, crisenul, indeno[1,2,3-c,d]pirenul și dibenzo[a,h]antracenul. Pentru restul HAP identificate, ΣHAP variază de la 0,0240 mg/kg (DS91) până la 0,4858 mg/kg (DS94), cele mai mari cote revenindu-le fenantrenului, benzo[k]fluorantenului, benzo[e]pirenului și pirenului. Pentru probele DS93-DS95, ΣHAP depășește CMA pentru terenuri agricole de 1,40 (DS95), 1,48 (DS93) și 4,86 (DS94) ori, deși valorile CMA pentru benzo[a]piren nu sunt depășite pentru nici o probă.

Cele mai mari cantități de poluanți au fost stabilite în cazul PCO, ΣPCO variind de la 0,5326 mg/kg (DS92) până la 9,1529 mg/kg (DS93). În cazul probei DS93, valorile depistate depășesc CMA de circa 91,53 ori, în marea parte, acest conținut fiind determinat de prezența izomerilor DDT, DDD, HCH și p,p′-DDE (Tabelul 3.2).

Tabelul 3.2. PCO prevalente în probele prelevate din situl Slobozia Mare (anii 2013 – 2014)

Pesticidele identificate	DS90	DS91	DS92	DS93	DS94	DS95
ΣDDT, mg/kg	3,1998	0,7699	0,3002	2,7154	0,2572	0,4544
p,p'-DDE, mg/kg	1,4663	0,4012	0,2123	1,3464	0,4171	0,3676
Σ DDD, mg/kg	0,2814	0,0581	0,0050	0,1507	0,0034	0,0038
ΣHCH, mg/kg	0,2552	0,0430	0,0151	4,9203	0,0149	0,0435

Valorile mari ale concentrațiilor identificate în probele din situl Slobozia Mare, prelucrarea terenurilor agricole din imediata apropiere, deplasarea transportului, precum și alți factori, au determinat necesitatea cercetării suplimentare a acestui sector. În acest scop, situl Slobozia Mare a fost divizat în 10 sectoare. Din șapte sectoare, au fost prelevate câte două probe paralele de la

adâncimea 0-15 cm, iar din trei sectoare câte trei probe de la diferite adâncimi, pentru a determina nivelul de migrare a poluanților în profunzimea solului. Rezultatele detaliate obținute sunt prezentate în Anexa 23. Analiza lor demonstrează că în nici o probă nu a fost identificată prezența aldrinului-R, dieldrinului și endrinului, iar heptaclorul și heptaclorepoxidul au fost depistați în cantități mici în majoritatea probelor (max. 0,0033 μg/kg). Distribuția ΣDDT, ΣDDD, p,p′-DDE și ΣHCH pentru adâncimea 0-15 cm este prezentată în Figura 3.7.

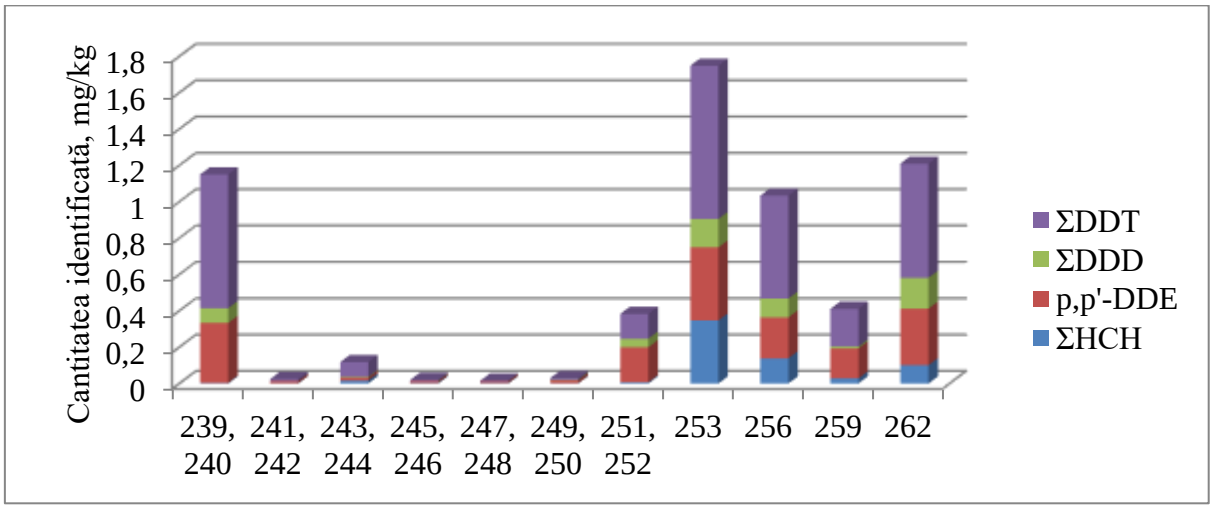


Fig. 3.7. Ponderea ΣDDT, ΣDDD, p,p′-DDE și ΣHCH în probele prelevate în etapa II din situl Slobozia Mare, adâncimea 0-15 cm (anii 2015 – 2016)

Se observă că agricultura intensivă dezvoltată anterior se caracterizează prin utilizarea excesivă a DDT și HCH în calitate de insecticide. Rentabilitatea acestor compuși este destul de înaltă, dar și impactul lor asupra organismelor este unul de amploare. Nerespectarea cerințelor de securitate în procesul de păstrare și operare a substanțelor vizate poate condiționa apariția diferitor consecințe, de multe ori ireversibile, pentru componenta biotică a ecosistemelor existente. Drept rezultat, mediul ambiant devine inadecvat valorii biologice de habitate pentru diferite organisme, inclusiv uman. Astfel, din 18 probe prelevate de la adâncimea 0-15 cm, 10 probe (55,56%) au un conținut ce depășește CMA pentru terenuri agricole de la 1,16 ori (proba 243) până la 17,50 ori (proba 253).

Plasând pe hartă punctele de prelevare și ΣPCO, identificate în aceste locații, se observă că, concentrațiile cele mai mari sunt identificate în zona rezervorului distrus și în imediata apropiere a lui, iar odată cu creșterea distanței de la epicentrul zonei de poluare scad concentrațiile compușilor cercetați (Figura 3.8). Totuși, pe plantația de viță-de-vie alăturată se observă două sectoare de prelevare, unde ΣPCO depășește limitele admisibile pentru terenuri agricole de 1,19 și, respectiv, 3,84 ori.



Fig. 3.8. Distribuția ΣPCO în situl Slobozia Mare, etapa II, adâncimea 0-15 cm

Factorii de bază ce determină migrarea pe orizontală a pesticidelor depistate în Slobozia Mare constituie: mișcarea maselor de aer, precipitațiile atmosferice, scurgerile de suprafață, formele de relief, vaporizarea, activitatea antropogenă etc. În cazul acestui sit, utilizarea terenurilor adiacente în calitate de terenuri agricole, prelucrarea pământului, creșterea și îngrijirea viței-de-vie, culegerea și consumul roadei constituie factori importanți în migrarea și pătrunderea PCO în organismul uman și nu doar. Acest teritoriu prezintă un pericol deosebit pentru muncitorii care execută lucrările agricole în zona dată, fapt confirmat de studiile internaționale care atestă o mortalitate ridicată prin cancer esofaringian la lucrătorii agricoli expuși la acțiunea PCO [201]. Pe lângă migrarea pe orizontală a poluanților, prezintă interes și migrarea lor pe verticală. Acest fapt permite de a scoate în evidență nivelul de pătrundere a acestor compuși în profunzimea solului, de a evalua riscul migrării lor în apele subterane, precum și de a determina volumul de sol contaminat, ce necesită de a fi tratat sau remediat prin diferite metode, care și-au demonstrat eficiența. Gradul

de migrare în profunzimea solului pentru acest teritoriu poate fi condiționat atât de înfiltrarea apelor contaminate ca rezultat al căderii precipitațiilor, cât și de activitatea umană [45].

Adâncimile de la care au fost prelevate probe din epicentrul de contaminare din situl Slobozia Mare sunt: 0-15 cm, 50-60 cm și 90-100 cm. Analiza cromatografică a extractelor de sol a demonstrat o scădere semnificativă a conținutului de PCO, odată cu creșterea distanței de la suprafața solului (Figura 3.9).

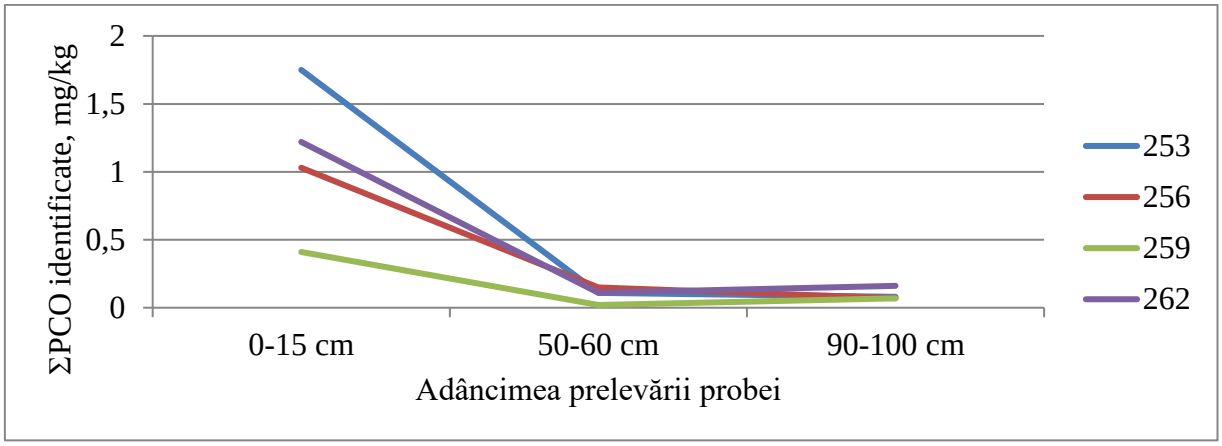


Fig. 3.9. Modificarea pe verticală a ΣPCO în probele prelevate din situl Slobozia Mare, etapa a doua (2015 – 2016)

Această scădere este condiționată de solubilitatea scăzută în apă a acestor compuși. Totuși, pentru punctele 259 și 262 se observă o creștere nesemnificativă a conținutului de PCO. Cauza poate fi intervenția umană și anume: înhumarea pesticidelor sau maselor de sol cu un grad înalt de contaminare. Situl Slobozia Mare nu prezintă pericol pentru apele subterane, acestea fiind la o adâncime mai mare de 20 m. Deși, față de prima etapă de cercetare, se observă că ΣPCO este în scădere, totuși, rămâne a fi destul de mare și prezintă un pericol real pentru ecosistemul din zonă.

3.3. Amplasamentul stației de transformatoare de tensiune înaltă din Ceadîr-Lunga

Bifenilii policlorurați, de rând cu HAP și PCO, prezintă un pericol avansat pentru componentele biotice ale mediului ambiant, manifestând o toxicitate înaltă și un efect cancerigen sever. Una din sursele de poluare cu această clasă de compuși pe teritoriul RM o constituie transformatoarele electrice. Studiile asupra acestor teritorii efectuate în cadrul Laboratorului de Monitoring al Calității Mediului, Institutul de Chimie al USM au scos în evidență prezenta siturilor cu un grad extrem de poluare cu PCB. În unele probe, concentrațiile acestora au depășit normele admisibile pentru ΣPOPs pentru deșeuri de circa 300 ori, iar pentru terenurile agricole de peste 148 mii ori.

Astfel, drept obiect de cercetare detaliată a nivelului de contaminare, de migrare a poluanților și de estimare a riscului de poluare chimică a fost selectată stația de transformatoare din orașul Ceadîr-Lunga. Analiza probei complexe de pe acest sector a permis identificarea prezenței a 38 de PCB cu un număr variat de atomi de clor (Figura 3.10).

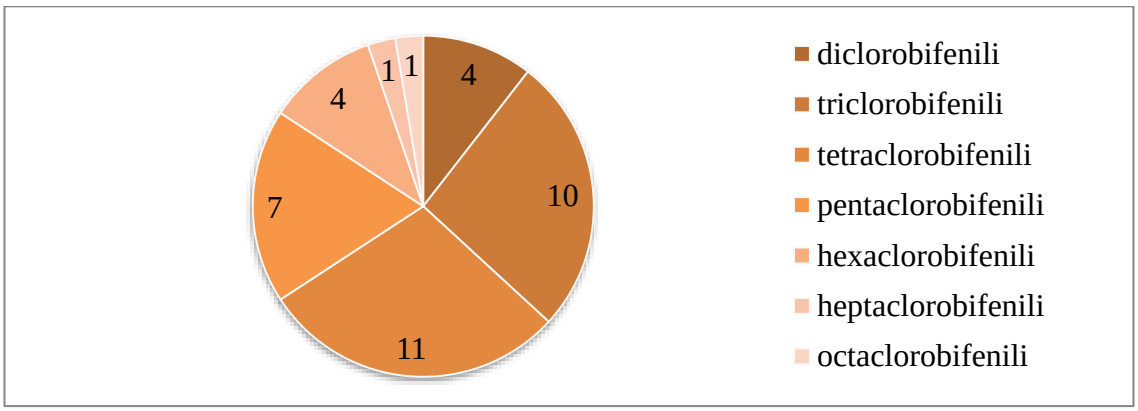


Fig. 3.10. Distribuția bifenililor policloruraţi depistați în proba complexă prelevată din situl Ceadîr-Lunga după numărul de atomi de clor (anul 2019)

După cum se observă, cea mai mare pondere o au PCB ce conțin 3 și 4 atomi de clor. Toate valorile înregistrate pentru acești compuși depășesc CMA pentru ΣPOPs stabilite pentru deșeurile toxice. Ceilalți reprezentanți, deși sunt într-un număr și cantitate mai mică, totuși, o parte din ei, depășesc CMA ale ΣPOPs atât pentru deșeuri, cât și pentru terenuri agricole. Analiza HAP și PCO a demonstrat prezența cantităților infim de mici și ulterior nu au mai fost cercetate. Studiul detaliat al sitului Ceadîr-Lunga a început cu detalierea convențională a sitului și prelevarea probelor. Au fost prelevate 7 probe medii de sol de la adâncimea 0-10 cm și o probă de sediment. Planul și coordonatele de prelevare sunt prezentate în Figura 3.11 și, respectiv, Anexa 24.

Probele de sol au fost prelevate atât de lângă stația de transformatoare, cât și din zona adiacentă, iar cea de sediment - din lacul aflat în apropierea stației. Alegerea punctelor de prelevare a fost condiționată de necesitatea stabilirii gradului de poluare a sitului, precum și de identificarea căilor de migrare a contaminanților. În cadrul analizelor a fost examinată prezența a 21 de PCB, ce conțin în structură 3 și 4 atomi de clor (PCB a căror pondere în analiza preliminară a fost mai mare). Mixul de Araclor utilizat spre etalonare a permis identificarea și a bifenililor diclorurați, dar conținutul acestora a fost de ordinul µg/kg sol, valori ce nu depășesc CMA. Rezultatele detaliate obținute sunt prezentate în Anexa 25. După cum se observă, nu este nici o probă în care să nu fie identificată prezența PCB, în special a celor tri- și tetraclorurați. Cele mai mici cantități de PCB au fost identificate în proba de sediment, fapt ce se explică prin distanța relativ mare de la epicentrul de poluare până la rezervorul acvatic și solubilitatea scăzută a PCB în apă.



Fig. 3.11. Planul de prelevare a probelor din situl Ceadîr-Lunga

Acești doi factori limitează răspândirea PCB pe orizontală. Totuși, anumite cantități ajung până la rezervorul acvatic datorită vaporizării și migrării acestora condiționată de mișcarea maselor de aer, precum și datorită scurgerilor de suprafață, acțiunii antropogene și altor factori. ΣPCB triclorurați în proba de sediment constituie 0,0599 mg/kg, iar a celor tetraclorurați este de 0,0418 mg/kg. Deși, separat, izomerii triclorurați și tetraclorurați nu depășesc CMA pentru terenuri agricole, în sumă, această valoare este mai mare decât CMA menționată, probei fiind atribuită calificarea „poluare slabă”.

Probele prelevate din apropierea stației de transformatoare au reflectat o poluare variată cu PCB (Figura 3.12). Distribuția în plan denotă un grad extrem de poluare cu PCB în imediata apropiere de stație (de 23,5 ori este depășită CMA ΣPOPs pentru deșeuri și 11,76 mii ori CMA ΣPOPs pentru terenuri agricole) [202]. Odată cu deplasarea de la stație, ΣPCB scade, dar, oricum depășește CMA pentru terenuri agricole de 4-16 ori. Migrarea pe pantă a acestora are loc datorită scurgerilor de suprafață, vântului, activității umane, a animalelor și altor factori. Zona în cauză prezintă un real pericol pentru oameni și alte organisme, deoarece este cu acces liber, se află în imediata apropiere de oraș, terenuri agricole și lac, unde oamenii se scaldă și pescuiesc.

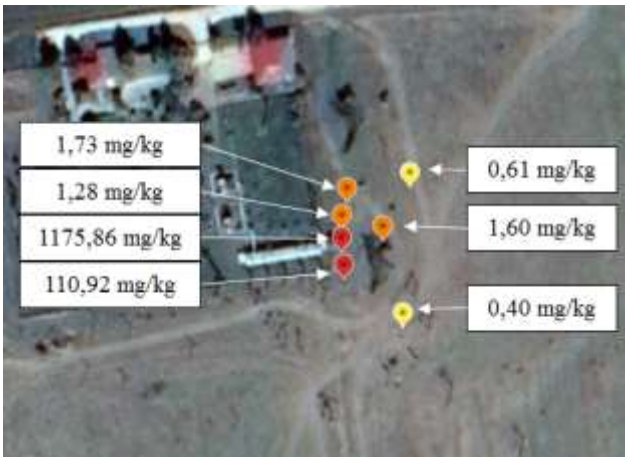


Fig. 3.12. Distribuția în plan a punctelor de prelevare și ΣPCB obținute, amplasamentul Stației electrice de tensiune înaltă din orașul Ceadîr-Lunga (perioada 2019 – 2020)

Aportul izomerilor tri- și tetraclorurați în formarea ΣPCB identificați pe acest sit este completamente diferit (Tabelul 3.3).

Tabelul 3.3. ΣPCB tri- și tetraclorurați în probele de sol prelevate din situl Ceadîr-Lunga

Izomeri PCB		Probele de sol, mg/kg						
Tipul	**numărul de izomeri**	**215**	**216**	**217**	**218**	**219**	**220**	**221**
Triclorurați	10	560,18	0,4249	43,33	1,2636	1,2933	0,1890	0,5191
Tetraclorurați	11	615,68	0,8504	67,59	0,3297	0,4378	0,2148	0,0830
ΣPCB, mg/kg		1175,86	1,2753	110,92	1,5933	1,7311	0,4038	0,6021

Astfel, în proba 216 raportul dintre ΣPCB triclorurați și ΣPCB tetraclorurați este de aproximativ 1:2, iar în proba 221 de 6,25:1. În majoritatea probelor prelevate în apropierea focarului de contaminare prevalează PCB tetraclorurați, iar în probele prelevate de la o anumită distanță – PCB triclorurați, fapt ce confirmă migrarea ultimilor preponderent pe cale aeriană. În cazul probei 220 migrarea este determinată, în marea parte, de scurgerile de suprafață. Gradul extrem de poluare a acestui sector confirmă necesitatea obligatorie a efectuării activităților de ameliorare a situației prin izolare, tratare și remediere a teritoriului contaminat.

3.4. Concluzii la capitolul 3

1. În perioada de referinţă au fost cercetate trei sectoare din regiunea de sud a RM, situate în DH DPMN (lacul Beleu, un vechi rezervor de stocare şi pregătire a pesticidelor din apropierea satului Slobozia Mare, staţia de transformatoare din Ceadîr-Lunga), fiind prelevate şi analizate 8 probe de apă, 34 probe de sedimente şi 39 probe de sol, drept obiectiv fiind determinarea calitativă şi cantitativă a 13 PCO, 31 PCB şi 21 HAP.

2. Probele de apă prelevate din lacul Beleu prezintă un nivel de poluare admisibilă cu POPs, cu excepţia probei DW64, pentru care ΣHAP depăşeşte CMA de 1,17 ori). Deşi POPs au o solubilitate redusă în apă, totuşi, ei au fost identificaţi în toate probele de apă. Analiza probelor de sedimente relevă un grad mai înalt de poluare cu POPs. Din 18 probe de sedimente analizate la prima etapă, o probă se caracterizează prin poluare slabă cu PCO şi 6 probe - cu HAP. Pentru restul probelor, poluarea separată cu aceste clase de compuşi se consideră a fi admisibilă. Cumulativ, aceste trei categorii de poluanţi prezintă o poluare slabă pentru 66,7% din probe, iar în proba DS88 este la limita poluării medii. Analizele efectuate la etapa a doua au stabilit o creştere considerabilă a nivelului de poluare cu HAP a sedimentelor din lacul Beleu. Astfel, din 15 probe de sedimente prelevate doar 33,3% prezintă poluare admisibilă cu HAP, în rest - poluare slabă (53,3%) şi poluare medie (13,3%).
3. Analiza probelor prelevate din situl Slobozia Mare a stabilit în cadrul primei etape de analiză prezenţa a 9 PCO din 13 pesticide analizate, cele mai mari cote revenindu-le izomerilor HCH, DDT şi metaboliţilor săi. Din probele de sol prelevate 50% prezintă o poluare slabă cu PCO, iar celelalte 50% - o poluare medie, comparativ cu CMA pentru terenuri agricole. În cazul poluării cu HAP (identificaţi 12 reprezentanţi din 20 analizaţi), jumătate din probe prezintă poluare admisibilă, restul – poluare slabă. Cei şase PCB identificaţi conferă sitului un grad de poluare admisibilă. Cumulativ, doar o singură probă prezintă grad de poluare slabă, în rest toate probele reflectă o poluare medie a sitului cu POPs. În timp, concentraţiile PCO s-au micşorat, însă gradul de poluare se menţine la nivelul mediu.
4. Staţia de transformatoare din Ceadîr-Lunga prezintă un pericol real pentru oameni şi alte organisme. Una din probe prezintă poluare extremă (depăşeşte CMA pentru terenuri agricole de circa 11,76 mii ori), iar o probă prezintă o poluare foarte înaltă (de 1,1 mii de ori). Trei probe prezintă o poluare medie, iar două probe prezintă o poluare slabă. Primele două probe pot fi considerate deşeuri toxice, iar zona de unde au fost prelevate necesită întreprinderea unor acţiuni urgente pentru remedierea situaţiei.
5. În majoritatea cazurilor focarele de contaminare cu POPs au un caracter deschis, permiţând oamenilor şi altor organisme accesul pe teritoriul siturilor cercetate. Migrarea poluanţilor are loc atât pe orizontală, cât şi pe verticală, iar factorii principali care contribuie la răspândirea acestora sunt: vaporizarea, mişcarea maselor de aer, scurgerile de suprafaţă şi înfiltrările în sol, cauzate de precipitaţii, activităţile antropice şi ale altor organismele.

4. ESTIMAREA RISCULUI DE POLUARE CHIMICĂ CU SUBSTANȚE ORGANICE PERSISTENTE

4.1. Elaborarea modelelor conceptuale

Ca rezultat al analizei conținutului de POPs în probele prelevate de pe siturile cercetate s-a stabilit depășirea CMA a ΣPOPs pentru terenuri agricole pentru toate trei sectoare și a CMA a ΣPOPs pentru deșeuri – în cazul sectorului Ceadîr-Lunga (Tabelul 4.1).

Tabelul 4.1. Concentrațiile maxime identificate în probele analizate

Categoria de poluanți	Componentul mediului	Concentrația maximă depistată pe sit (proba)		
		Lacul Beleu	Slobozia Mare	Ceadîr-Lunga
PCO	Sol		9,1529 mg/kg (DS93)	
PCB	Sol			1175,8600 mg/kg (215)
HAP	Sedimente	1,0122 mg/kg (3)		

Aceste situri necesită efectuarea estimării riscului de poluare chimică și executarea activităților urgente de lichidare și/sau prevenție a consecințelor poluării cu POPs. În procesul estimării riscului de poluare chimică, bazat pe modele conceptuale, au fost desfășurate o serie de activități experimentale. Acestea au inclus: identificarea locațiilor de investigație, al conținutului calitativ și cantitativ al poluanților, stabilirea surselor de emisie și a căilor de migrare, determinarea mecanismelor de emisie și migrare, a căilor de expunere și receptorilor asupra cărora are loc expunerea.

Prin efectuarea observațiilor pe teren, s-au putut identifica componentele esențiale ale modelelor conceptuale utilizate în evaluarea riscului de poluare chimică pentru fiecare locație (Figurile 4.1, 4.2 și 4.3). Pentru toate trei situri este caracteristică emisia primară a poluanților prin volatilizare și dispersie cu ajutorul mișcării maselor de aer (vântului). În genere, pentru sudul RM este specific acest proces de răspândire a poluanților. Formele de relief, intensitatea vântului și clima uscată condiționează, mai frecvent, ridicarea prafului împreună cu contaminanții din stratul superior al solului și deplasarea lui la distanțe destul de mari.

Ca rezultat POPs se răspândesc cu ușurință pe pășunile și terenurile agricole, precum și pe producția agricolă, care deven surse secundare de emisie. Totodată, aerul poluat poate fi inhalat de către organisme, aducând prejudicii sănătății acestora. Al doilea mecanism de emisie primară constituie activitatea antropogenă. În cazul lacului Beleu este specifică activitatea extractivă, iar în cazul siturilor Slobozia Mare și Ceadîr-Lunga – activitatea agricolă. Ca urmare, terenurile, producția agricolă și utilajele agricole, precum și cele utilizate pentru extragerea produselor petroliere devin surse secundare de poluare.

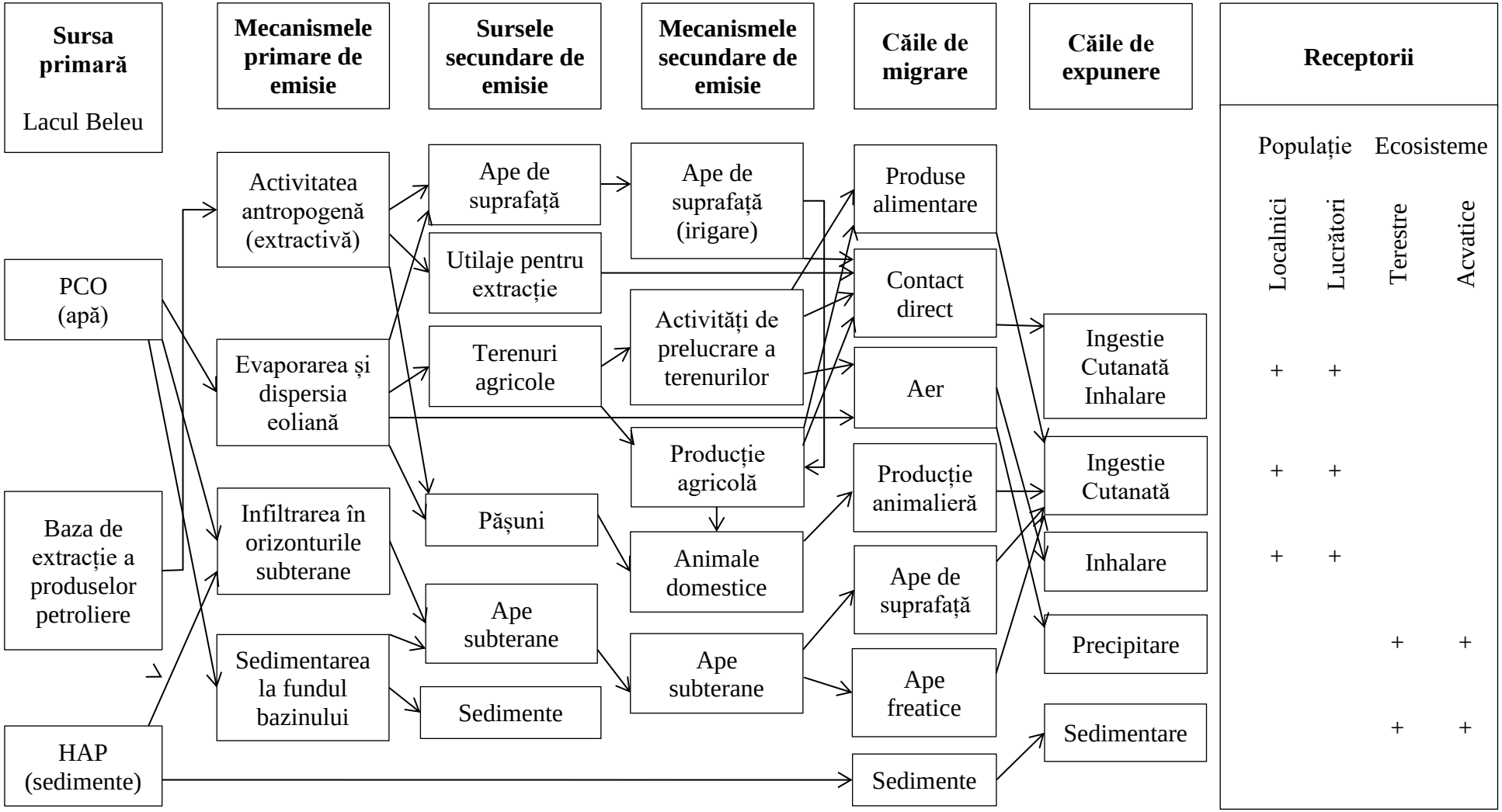


Fig. 4.1. Modelul conceptual al sitului lacul Beleu

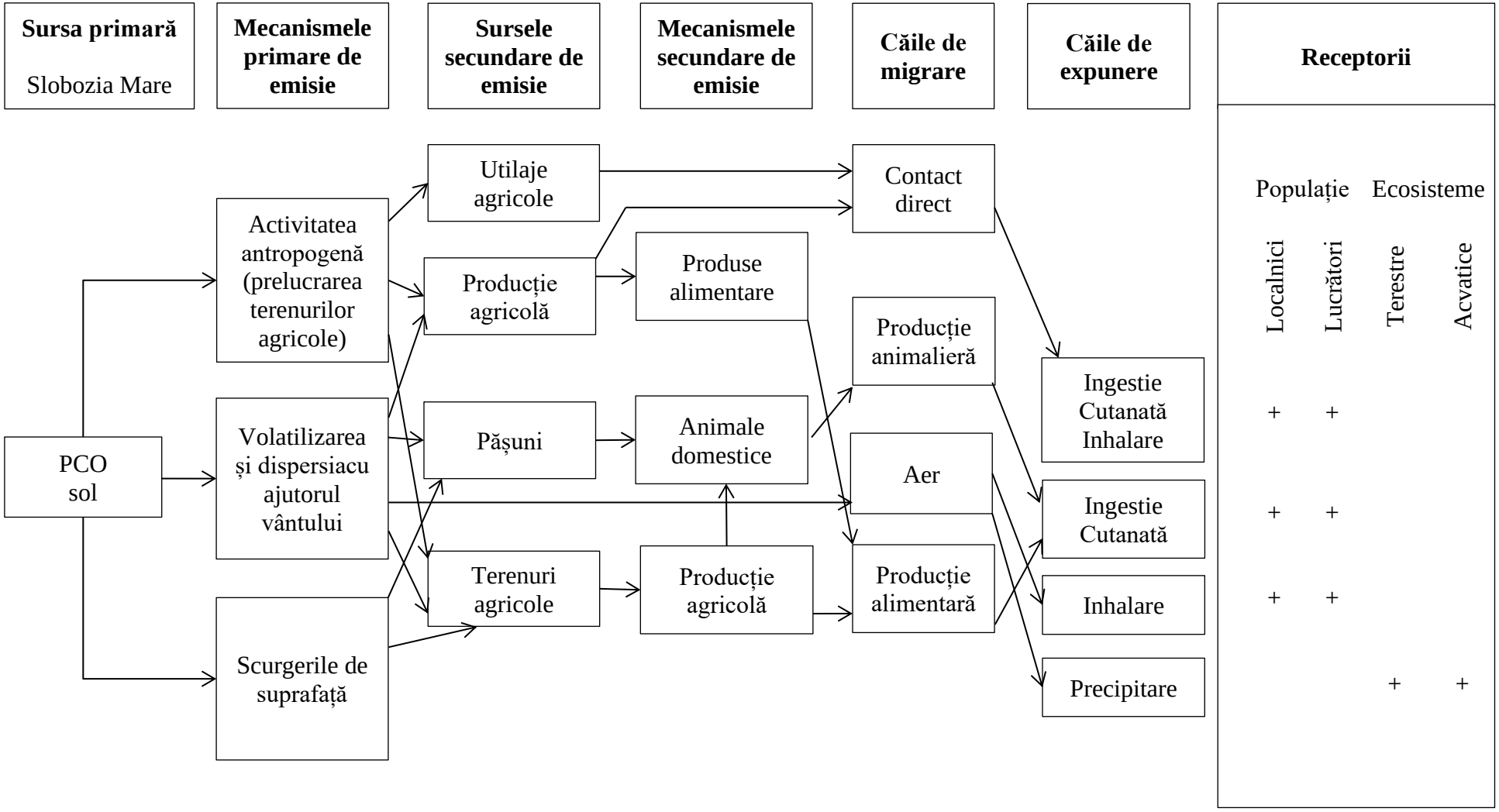


Fig. 4.2. Modelul conceptual al sitului Slobozia Mare

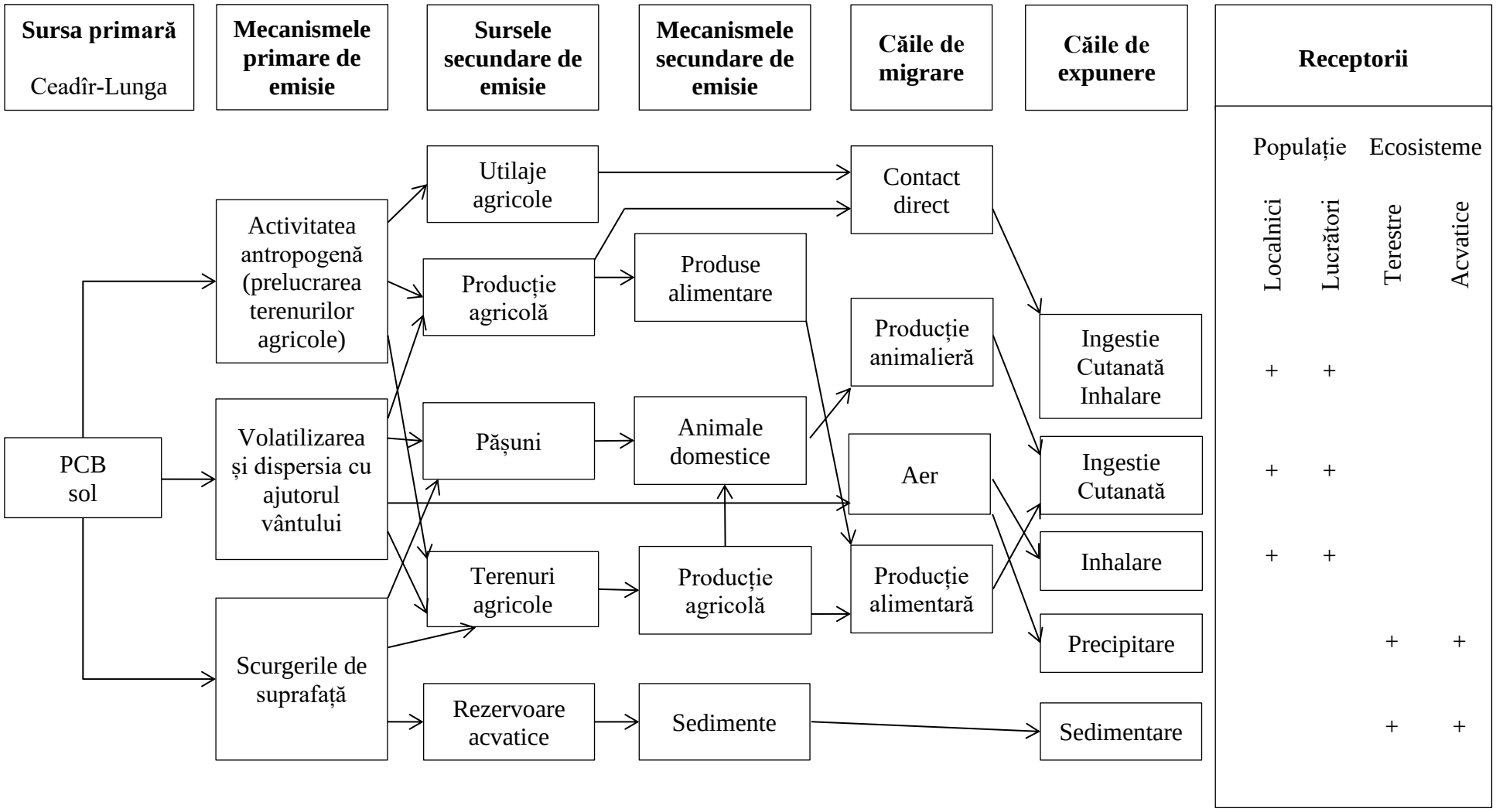


Fig. 4.3. Modelul conceptual al sitului Ceadîr-Lunga [202]

Pentru siturile Slobozia Mare și Ceadîr-Lunga, răspândirea POPs are loc și prin intermediul scurgerilor de suprafață (mecanism primar de emisie), condiționate de căderea excesivă a precipitațiilor (ploi torențiale). Ca rezultat apele contaminate inundă terenurile agricole și pășunile adiacente, iar pentru situl Ceadîr-Lunga pot pătrunde și în bazinul acvatic din apropiere. În plus, lacul Beleu se caracterizează și prin mecanisme primare specifice de emisie precum: înfiltrarea poluanților în orizonturile subterane și sedimentarea acestora la fundul bazinului lacului. De facto, mecanismele specifice lacului Beleu sunt caracteristice majorității bazinelor acvatice similare, provocând poluarea apelor freatice.

Mecanismele secundare de emisie sunt determinate de prezența și natura surselor secundare de emisie a poluanților. Aici se includ: apele de suprafață poluate utilizate în irigare, diferite activități de prelucrare a terenurilor cu utilaje contaminate, producția agricolă, animalele domestice, apele subterane, produsele alimentare, sedimentele etc. După cum se observă din Figurile 4.1, 4.2, 4.3, o parte din receptorii expuși acțiunii primare a poluanților devin, ulterior, surse secundare de contaminare (de exemplu: pășunile, solul, terenurile și produsele agricole, sedimentele, diferite organisme etc.). Modalitățile de migrare a poluanților către receptori de asemenea sunt foarte variate. Aici se atribuie, în special, aerul, producția alimentară și contactul direct. Poluanții pot nimeri în organismul uman prin inhalare, ingestie, cale cutanată, iar în ecosisteme prin sedimentare, precipitare, solubilizare etc. [203].

Este evident că, principiile de dezvoltare a modelelor conceptuale pentru siturile cercetate sunt similare. Totuși, aspectul acestora se diferențiază deoarece siturile studiate se deosebesc prin formele de relief, tipul și compoziția solului, prezența bazinelor acvatice, varietatea de specii ale florei și faunei, precum și prin activitățile umane desfășurate în aceste zone. De exemplu, prezența pantelor accelerează migrarea poluanților prin intermediul scurgerilor de suprafață, iar tipul solului, gradul lui de afânare și prelucrare influențează modul în care acești poluanți pătrund în adâncime. Compoziția chimică a solului poate influența modul și viteza de transformare a poluanților în diverși produși de degradare, iar prezența bazinelor acvatice – conservarea lor sub formă de sedimente subacvatice sau infiltrarea spre apele subterane. După cum se observă, toate trei situri constituie un pericol atât pentru locuitorii localităților și lucrătorii de pe terenurile agricole, cât și pentru ecosisteme în ansamblu.

Modelele create prezintă situația din teren, scot în evidență factorii de contaminare și modalitatea de influență a acestora, precum și impactul lor asupra diferitor receptori. Estimarea riscului de poluare chimică prin elaborarea modelelor conceptuale permite caracterizarea rapidă și concomitentă a unui număr mai mare de situri, pentru care se concluzionează asupra faptului „prezintă sau nu prezintă pericol pentru oameni/ mediu”. Un dezavantaj al modelelor conceptuale

este faptul că nu se ia în considerație gradul de poluare al siturilor. În acest context, pentru o estimare complexă a riscului de poluare chimică, modelul conceptual poate constitui doar o etapă a acestui proces.

4.2. Estimarea riscului de poluare chimică cu pesticide organoclorurate în baza indicilor de risc

Estimarea riscului de poluare chimică cu PCO în baza indicilor de risc a fost efectuată doar pentru amplasamentul depozitului de PCO din satul Slobozia Mare. În cazul siturilor lacul Beleu și Ceadîr-Lunga acest calcul nu a fost realizat. În primul caz avem doar o probă de sedimente cu o depășire de CMA foarte mică, fiind practic conservată sub apele lacului, iar în al doilea caz cantitățile de PCO sunt infime și nu prezintă pericol.

La prima etapă de studiu a riscului de poluare chimică au fost sistematizate rezultatele analizelor calitative și cantitative ale probelor prelevate de pe situl Slobozia Mare – analize efectuate prin intermediul cromatografiei cu gaze. Pentru probele paralele au fost stabilite concentrațiile medii. Deoarece aldrinul-R, dieldrinul și endrinul nu au fost identificați în nici o probă, ei au fost excluși din calculele următoare. Ulterior, pentru probele cercetate au fost calculate ΣHCH și ΣDDT și metaboliților lor, prezentate în Anexa 26. Pentru toate rezultatele obținute a fost calculat raportul C/CMA, determinându-se indicii de risc pentru poluant (I_{p_i}) [195].

În continuare, analizând categoriile de hazard ale PCO, au fost calculați indicii de toxicitate (I_{t_i}) pentru poluanții și grupele de poluanți depistați în probe. Rezultatele calculelor sunt prezentate în Anexa 27 [14]. Acești indici permit de a obține următoarea ordonare a PCO analizate în baza acțiunii toxice cumulative:

ΣDDT și metaboliții lor	1,45	o,p'-DDE	1,30
p,p'-DDE	1,45	gama-HCH	1,25
p,p'-DDT	1,40	p,p'-DDD	1,25
heptacloroepoxid izomer B	1,35	alfa-HCH	1,25
heptaclor	1,35	beta-HCH	1,20
o,p'-DDT	1,30	o,p'-DDD	1,15
ΣHCH	1,30		

Apoi, utilizând indicii de risc pentru poluanți și indicii de toxicitate, au fost determinate produsele acestora. Rezultatele sunt prezentate în Anexa 28. Ulterior, a fost calculată suma produselor $I_{p_i} \cdot I_{t_i}$ și $I_{p_{si}} \cdot I_{t_{si}}$, stabilind gradul de impact al PCO identificate în probe atât cantitativ, cât și prin prisma efectului de toxicitate.

A fost stabilit, de asemenea, şi numărul de poluanţi cuantificați în fiecare probă și coeficienții de risc pentru aceștia. Calculele indicelui de risc pentru nivelul de poluare pentru fiecare probă sunt prezentate în Tabelul 4.2, în care, intensificarea culorii reflectă creșterea nivelului de risc de poluare chimică determinat de cantitatea și toxicitatea poluanților prezenți în probe.

Tabelul 4.2. Calculul indicelor de risc pentru nivelul de poluare

Nr. de înregistrare	ΣPOPs, µg/kg	$\sum_{i=1}^{n}(I_{p_i} \cdot I_{t_i})$	$\sum_{i=1}^{n}(I_{p_{gi}} \cdot I_{t_{gi}})$	$\sum_{i=1}^{n}(I_{p_i} \cdot I_{t_i}) + \sum_{i=1}^{n}(I_{p_{gi}} \cdot I_{t_{gi}})$	Nr. de poluanți	k	I_p
253	1750,4180	33,90	13,90	47,80	9	1,80	86,04
262	1221,0380	31,50	13,90	45,40	9	1,80	81,72
239,240	1150,0750	31,50	11,30	42,80	9	1,80	77,04
256	1034,4180	28,80	11,00	39,80	8	1,70	67,66
259	412,8880	28,90	8,40	37,30	9	1,80	67,14
257	384,0960	25,90	8,40	34,30	10	1,90	65,17
243,244	160,2980	25,90	8,40	34,30	10	1,90	65,17
251,252	152,1980	26,10	8,40	34,50	9	1,80	62,10
258	118,7375	25,90	5,50	31,40	10	1,90	59,66
261	111,8380	25,90	5,50	31,40	10	1,90	59,66
264	105,0580	23,20	8,40	31,60	9	1,80	56,88
254	76,7880	23,20	5,50	28,70	9	1,80	51,66
263	68,6680	23,20	5,50	28,70	9	1,80	51,66
255	68,2480	23,20	5,50	28,70	9	1,80	51,66
260	29,9980	23,20	5,50	28,70	9	1,80	51,66
247,248	25,3090	21,00	5,50	26,50	8	1,70	45,05
249,25	20,9945	20,80	5,50	26,30	8	1,70	44,71
241,242	16,5380	20,80	5,50	26,30	8	1,70	44,71
245,246	16,5265	18,30	5,50	23,80	7	1,60	38,08

După cum se poate observa în Tabelul 4.2, probele 253, 262, 239 cu 240 și 256 prezintă un nivel de poluare medie, indicii de risc pentru poluanți variind de la 67,66 până la 86,04. Compararea acestora, în studiul efectuat, scoate în evidență o dependență directă a I_p de ΣPOPs. Corelarea dată este condiționată și de compoziția calitativă identică a probelor 253, 262, 239 cu 240 și 256. În cazul probelor caracterizate printr-o poluare slabă, indicii de risc pentru poluanți variază foarte mult (de la 51,66 până la 67,14). Pentru proba 259 poate fi atribuită chiar și poluarea medie, deși, ΣPOPs este mai mică decât 1 mg/kg.

Proba medie 251 cu 252 are un indice de risc pentru poluanți mai scăzut decât proba 257 și proba medie 243 cu 244, deși ΣPOPs este mai mare de circa 2,52 și, respectiv, 3,84 ori. Același lucru se observă și în cazul probelor 264, 254 și 263 cu probele 258 și 261. Discrepanța dată este condiționată de faptul că în probele 257, 258 și 261, precum și proba medie 243 cu 244 sunt prezenți toți zece xenobiotici cuantificați. Faptul dat este semnificativ, în special pentru probele 258 și 261, care, în principiu, conform ΣPOPs ar fi catalogate ca probe cu poluare admisibilă. Indicii de risc pentru poluanți sunt egali în cazul probelor 254, 263, 255 și 260, deși, ΣPOPs este foarte diferită, în special, proba 260.

Rezultatul studiului se explică prin componentele similare ale calculului indicilor de risc pentru poluanți. În acest context, la determinarea activităților de remediere se vor lua în considerație, nu doar indicii totali de risc, dar și ΣPOPs obținută. Celelalte probe au I_p relativ mai mic și se caracterizează prin poluare admisibilă.

La următoarea etapă au fost determinați indicii de risc pentru receptori (I_r). În acest context s-au calculat distanțele de la fiecare sector de prelevare a probelor până la următorii receptori: terenuri neutilizate, zone umede şi inundabile, culturi agricole, lacuri de acumulare de apă, păduri şi plantaţii forestiere, plantații multianuale, râuri și pâraie, pășuni, locuri de muncă, surse de apă, localităţi etc. În continuare, în dependență de distanțe au fost atribuiți indicii de risc pentru distanțe (I_{dist_i}) și indicii de risc pentru fiecare receptor (w_i).

Receptorii ce se află la distanțe mai mari de 300 m au fost excluși din ulterioarele calcule. Contactul acestora cu zona contaminată este puțin probabil, $I_{dist.i}$, practic, fiind nul. Aici se referă așa receptori ca: zonele umede și inundabile, culturile agricole anuale, sursele de apă, pășunile, localitățile etc. Ulterior, au fost calculați indicii de risc pentru receptori. Rezultatele obținute sunt prezentate în Anexa 29 (detaliat) și Tabelul 4.3 (generalizat).

Tabelul 4.3. Indicii de risc pentru receptori calculați (I_r)

Proba analizată	I_r
253	62,00
254	62,00
255	62,00
249, 250	59,40
256	57,60
257	57,60
258	57,60

Proba analizată	I_r
262	57,60
263	57,60
264	57,60
243, 244	57,20
239, 240	55,40
251, 252	54,80
241, 242	50,60

Proba analizată	I_r
245, 246	50,40
259	47,20
260	47,20
261	47,20
247, 248	45,60

După cum se observă, cei mai mari indici de risc pentru receptori sunt caracteristici probelor cele mai apropiate de toți receptorii (253-255 și 249 cu 250). Probele 256-258 și 262-

264, deși, sunt foarte aproape de plantațiile multianuale și locurile de muncă, totuși, au indici de risc pentru receptori mai mici, deoarece sunt prelevate din zone mai depărtate de terenurile neutilizate. Proba medie 243 cu 244 are un indice de risc pentru receptori egal cu 57,20 – nu este cel mai înalt I_r, deși, proba dată a fost prelevată direct de pe plantația de viță-de-vie. Acest lucru se explică prin distanța mai mare până la terenurile neutilizate, precum și pădurile și plantațiile forestiere.

Proba medie 239 cu 240 se află pe poziția 12 după valoarea indicelui de risc pentru receptori (I_r = 55,40), dar după nivelul de poluare se află pe poziția a treia (ΣPOPs = 1,1501 mg/kg), ce se explică prin distanța mare (peste 200 m) față de terenurile neutilizate. Prin cel mai mic indice de risc pentru receptori se caracterizează proba medie 247 cu 248. Valoarea mică este determinată de distanțele mai mari față de pădurile și plantațiile forestiere, precum și terenurile neutilizate, aferente plantației de viță-de-vie. Probele 259-261 au I_r puțin mai mare (I_r = 47,20) față de proba medie 247 cu 248 (I_r = 45,60). Acest lucru este condiționat de poziția mai apropiată față de pădurile și plantațiile forestiere. Celelalte probe au indici de risc pentru receptori cu valori intermediare. Valorile acestora sunt determinate, în marea parte, de faptul că probele au fost prelevate direct de pe plantațiile multianuale. Deși, ΣPOPs pentru aceste probe nu este printre valorile maxime de pe sit, totuși, contactul direct cu lucrătorii ce prelucrează vița-de-vie este iminent, iar procesele de bioacumulare pot condiționa efecte adverse severe, în special, pentru sectorul de pe care a fost prelevată proba medie 251 cu 252 (ΣPOPs = 0,3841 mg/kg). Distribuția componentelor I_r pe categorii de receptori (Figura 4.4) reflectă aportul major al plantațiilor multianuale și locurilor de muncă asupra formării valorilor indicilor de risc pentru receptori.

Etapa a treia de estimare a riscului de poluare chimică în baza indicilor de risc a presupus analiza particularităților sitului Slobozia Mare, în scopul determinării potențialului de răspândire a poluanților. Migrarea xenobioticilor pe și de pe situl cercetat are loc, preponderent, prin intermediul vântului, scurgerilor de suprafață, înfiltrării în sol, animalelor și activității umane.

Procesele de volatilizare și deplasare a PCO cu ajutorul vântului sunt caracteristice, în special, perioadelor calde ale anului. Moleculele de pesticide, împreună cu particulele de praf sunt duse la diferite distanțe, constituind potențial pericol pentru receptorii enumerați anterior, chiar dacă concentrațiile identificate sunt în scădere pe măsura îndepărtării de la epicentrul de contaminare. Acest tip de migrare este caracteristic probelor prelevate de la adâncimea 0-15 cm. Pentru PCO, aflate la adâncimi mai mari, răspândirea prin această cale este, practic, nulă. Scurgerile de suprafață pot avea loc datorită căderilor abundente de precipitații și topirii zăpezii. Deși, solubilitatea PCO este destul de mică, acestea pot fi antrenate în viituri, mai ales că teritoriul din imediata apropiere de epicentrul poluării nu este orizontal.

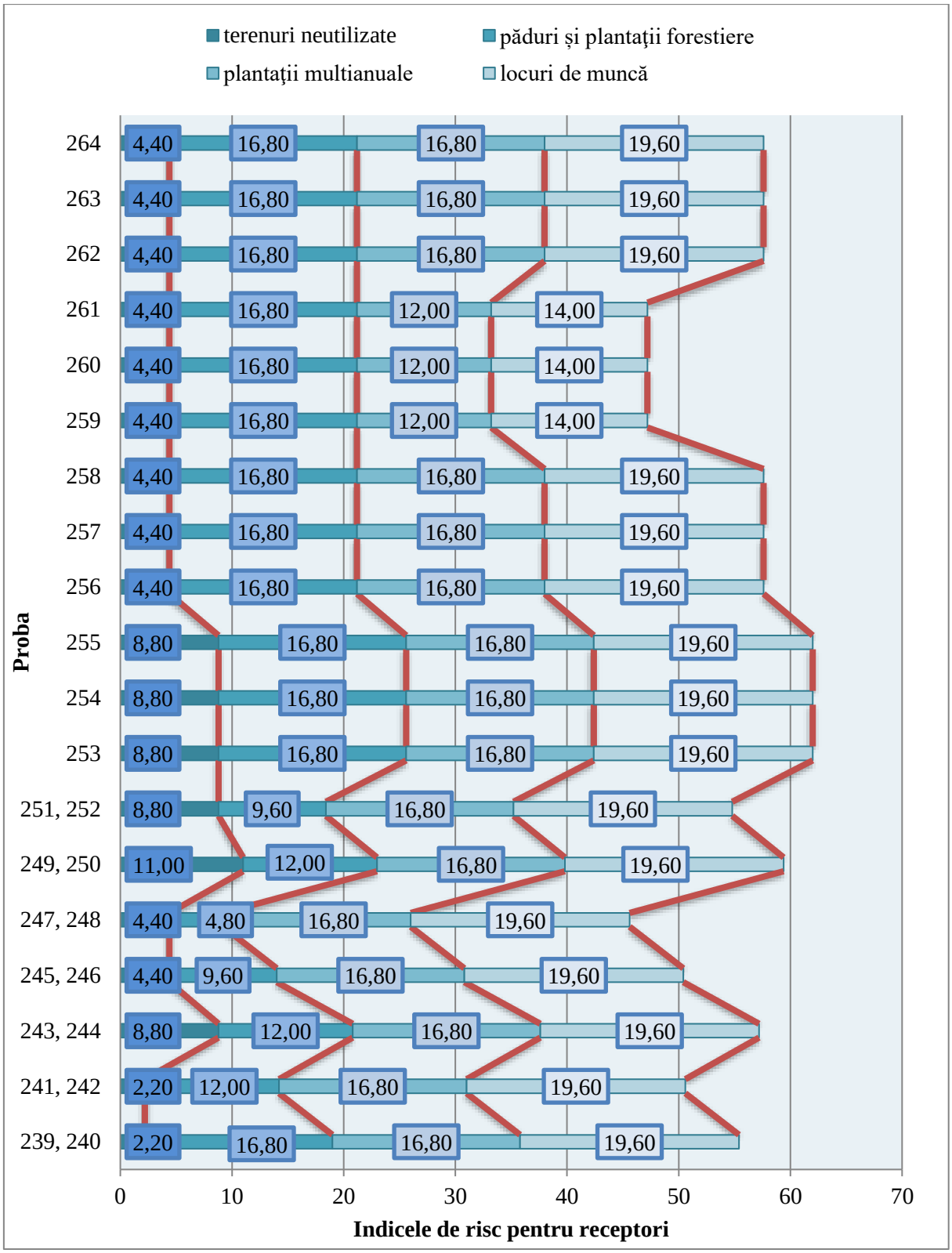


Fig. 4.4. Distribuția componentelor indicilor de risc pentru receptori

Aceleași cauze condiționează și migrarea xenobioticilor prin înfiltrare în sol. Activitatea animalelor și altor organisme (cu excepția omului), precum și modul lor de viață determină antrenarea POPs, identificați pe situl Slobozia Mare, în lanțurile trofice. Bioacumularea și

biomagnificarea acestor compuși este caracteristică tuturor probelor de la adâncimea 0-15 cm. În cazul PCO depistate la adâncimi mai mari, procesele de bioacumulare și bioaugmentare se limitează la organismele de pe nivelele mai inferioare ale lanțurilor trofice.

Migrarea xenobioticilor prin intermediul activității umane poate fi atât accidentală, cât și sistematică. Depunerea poluanților în mecanismele mijloacelor de transport și tehnicii agricole, contactul dermal și inhalarea prafului contaminat, ingestia produselor alimentare cu praf contaminat depus, igiena redusă în condiții de câmp sunt doar câteva cauze de migrare a PCO pe și de pe situl cercetat. Aceste situații sunt posibile din cauza neizolării epicentrului de contaminare, răspândirii poluanților datorită vântului/ mișcării maselor de aer, precum și a accesului liber pe teritoriul contaminat. Fiecare cale prezintă un pericol real pentru lucrătorii ce prelucrează plantația de viță-de-vie și nu doar.

În acest context, pentru determinarea indicilor potențialului de dispersie a poluanților pentru fiecare probă s-au analizat condițiile de sporire și diminuare a dispersiei poluanților prin:

- intermediul vântului și înfiltrării în orizonturile subterane (Tabelul 4.4);
- scurgerilor de suprafață și intermediul omului şi animalelor (Tabelul 4.5).

Analiza aportului factorilor de sporire și diminuare a potențialului de dispersie este reprezentată în Anexa 30. La calcularea indicilor potențialului de dispersie a poluanților pentru fiecare probă s-au obținut rezultatele prezentate în Tabelul 4.6 și Anexa 31.

După cum se observă, cei mai înalți indici ai potențialului de dispersie a poluanților sunt caracteristici probelor 253, 256, 262 și 239 cu 240. Zonele în cauză sunt cel mai mult expuse acțiunii sinergice a vântului, căderilor de precipitații și scurgerilor de suprafață. Cei mai mici I_d sunt caracteristici probelor prelevate de la adâncimea mai mare de 15 cm, migrația poluanților fiind posibilă doar prin înfiltrare în sol, în cazul căderii abundente de precipitații.

În final, aplicând formula de calcul a indicelui general de risc și coeficienții empirici a, b, și c, au fost determinate valorile acestuia pentru fiecare probă (Tabelul 4.7). Distribuția în spațiu a indicilor generali de risc pentru probele prelevate de la adâncimea 0-15 cm relevă o situație critică în epicentrul de contaminare (Figura 4.5).

În baza rezultatelor din Tabelul 4.7 și Figura 4.5 se observă că probele 253, 262, 239,240 și 256 se caracterizează prin cei mai înalți indici de risc. I_{tot} variază într-un interval destul de mic (de la 67,51 până la 78,02). Valorile obținute sunt determinate de poziția punctelor de prelevare și compoziția calitativă și cantitativă apropiată. Aceste sectoare prezintă un risc înalt de poluare chimică și necesită efectuarea urgentă a măsurilor de izolare și de decontaminare.

Deși valorile pentru $I_{tot}(243,244)$ și $I_{tot}(251,252)$ sunt apropiate, totuși $\Sigma PCO(243,244)$ se raportă la $\Sigma PCO(251,252)$ ca 1,00:3,23.

Tabelul 4.4. Condițiile de sporire și diminuare a dispersiei poluanților în mediu datorită vântului și înfiltrării în orizonturile subterane [45, 204-205]

Calea de dispersie	Direcție	Condițiile sitului
Dispersia cu ajutorul vântului	Sporire	• distrugeri ale construcțiilor, ce permite pătrunderea prafului, particulelor și vaporilor în atmosferă • prezența pe situl cercetat a rezervoarelor deschise de stocare a poluanților • prezența stocurilor de chimicale neambalate și neizolate de acțiunea factorilor atmosferici • ferestre, uși deschise, fisuri în pereți, ce contribuie la evaporarea și pătrunderea poluanților în afara depozitului cercetat • prezența terenurilor deschise pe sit (contribuie la formarea prafului contaminat și creșterea vitezei de răspândire a acestuia) • poziționarea depozitului sau rezervorului la o altitudine mai mare (determină impactul frecvenței și intensității vântului) • lipsa sectoarelor forestiere pe perimetrul sitului (factor ce limitează acțiunea vântului) • lipsa construcțiilor relativ înalte ce limitează acțiunea vântului • prezența vădită a poluanților pe sit etc.
	Diminuare	• stare tehnică corespunzătoare a construcțiilor pe sit • înhumarea corectă a deșeurilor de poluanți • ferestrele și ușile sunt închise, nu există fisuri în construcții • acoperirea sitului cu un strat de beton sau alte materiale ce nu permit pătrunderea poluanților în atmosferă • plantarea teritoriului cu iarbă deasă, arbori, arbuști, pentru diminuarea acțiunii de răspândire a vântului • prezența pădurilor, fâșiilor forestiere pe perimetrul sitului • prezența construcțiilor, zidurilor de izolare a sitului etc.
Infiltrarea în orizonturile subterane	Sporire	• deteriorarea vădită a construcțiilor ce permite acumularea apei atmosferice și infiltrarea ei în sol • înhumarea poluanților fără ambalarea și izolarea, preventivă și corespunzătoare, de acțiunea factorilor de mediu • distrugerea fântânilor, rezervoarelor de păstrare a chimicalelor • distrugerea sau absența barierelor de redirecționare a fluxurilor de precipitații atmosferice, în special a celor torențiale • poziționarea sitului la altitudini joase (condiționează acumularea precipitațiilor atmosferice și distanța mică până la apele subterane) • înclinarea mică a suprafeței sitului • semne vădite de poluare a sitului etc.
	Diminuare	• starea tehnică corespunzătoare a construcțiilor • prezența acoperirilor din beton, asfalt, alte materiale, ce limitează contactul poluanților cu precipitațiile atmosferice și infiltrarea acestora în sol; • prezența fântânilor de acumulare a precipitațiilor atmosferice, a barajelor de redirecționare a acestora, în special, în cazul ploilor torențiale • înclinarea semnificativă a suprafeței sitului, fapt ce reduce probabilitatea infiltrării contaminanților etc.

Valori puțin mai mici ale I_{tot} au fost obținute în cazul probelor 243,244 (I_{tot} = 55,55) și 251,252 (I_{tot} = 53,29).

Tabelul 4.5. Condițiile de sporire și diminuare a dispersiei poluanților în mediu datorită scurgerilor de suprafață și activității omului [204-205]

Calea de dispersie	Direcție	Condițiile sitului
Scurgerea de suprafață	Sporire	• distrugerea construcțiilor de depozitare de pe sit • distrugerea construcțiilor rezervoarelor de stocare și păstrare a poluanților • depozitarea cantităților mari de poluanți fără ambalarea și/sau izolarea corespunzătoare de acțiunea factorilor de mediu • prezența zonelor asfaltate sau acoperite cu alte materiale, ce facilitează migrarea poluanților pe suprafața cercetată • distrugerea fântânilor, construcțiilor, barierelor de redirecționare și colectare a precipitațiilor atmosferice • poziționarea sitului pe pantă și unghiul de înclinare a suprafeței, condiționează formarea fluxurilor de precipitații cu debite mari și răspândirea poluanților la distanțe considerabile • prezența râpelor, văgăunilor, râurilor mari sau mici dea lungul pantei, acoperirilor dure ce condiționează formarea fluxurilor mari de apă • semne vădite de poluare a sitului etc.
	Diminuare	• starea tehnică relativ bună a construcțiilor de pe sit reduce posibilitatea migrării poluanților în zonele mai joase • absența sau deteriorarea semnificativă a trotuarelor de lângă pereții construcției diminuează scurgerea de suprafață, dar sporește infiltrarea în adâncime • lipsa râpelor, râurilor, depresiunilor, ce indică prezența scurgerilor de suprafață • lipsa semnelor evidente de poluare a sitului
		• starea tehnică relativ bună a suprafețelor de evaporare și bazinelor de acumulare a scurgerilor de poluanți de pe teritoriul sitului – factor ce limitează pătrunderea poluanților în afara sitului, odată cu precipitațiile atmosferice • prezența barierelor, canalelor sau altor construcții destinate limitării pătrunderii fluxurilor de precipitații atmosferice pe situl aflat pe pantă • prezența barierelor, canalelor sau altor construcții destinate stopării scurgerii precipitațiilor atmosferice contaminate de pe situl aflat pe pantă • poziționarea sitului la altitudini mai mari, fapt ce condiționează scurgeri de apă mai mici pe sit • unghiul relativ mic de înclinație a pantei • prezența fâșiilor forestiere pe perimetrul sitului, prezența plantațiilor dense de arbuști în imediata apropiere (până la 50 m) - limitează răspândirea poluanților prin intermediul fluxurilor de precipitații atmosferice
Dispersia prin intermediul omului și animalelor	Sporire	• ferestre deschise • uși deschise • absența sau deteriorarea semnificativă a îngrădirii sitului
	Diminuare	• ferestre închise • uși închise • prezența îngrădirii relativ intacte a sitului

Acest lucru este determinat de numărul și toxicitatea poluanților identificați, precum și de receptorii expuși.

Tabelul 4.6. Indicii potențialului de dispersie a poluanților (I_d)

Proba analizată	I_d
253	82,00
256	82,00
262	82,00
239, 240	74,00
241, 242	29,00
243, 244	29,00
245, 246	29,00
247, 248	29,00
249, 250	29,00
251, 252	29,00
259	16,00

Proba analizată	I_d
254	3,00
255	3,00
260	3,00
261	3,00
263	3,00
264	3,00
257	0,00
258	0,00

Tabelul 4.7. Indicii generali de risc pentru situl Slobozia Mare (I_t)

Proba analizată	I_{tot}
253	78,02
262	74,54
239, 240	69,94
256	67,51
243, 244	55,55
251, 252	53,29
259	50,93

Proba analizată	I_{tot}
257	49,87
258	47,11
264	46,32
249, 250	45,98
254	45,03
255	45,03
261	44,59

Proba analizată	I_{tot}
263	43,71
241, 242	43,34
247, 248	42,01
260	40,59
245, 246	39,96

În cazul dat riscul este iminent deoarece aceste 2 sectoare se află pe plantația de viță-de-vie. Pentru aceste sectoare se recomandă restricționarea accesului și efectuării lucrărilor agricole. Situația poate fi ameliorată prin implementarea diferitor tehnologii de bioremediere.

Proba 259 (prelevată din fâșia forestieră de lângă epicentrul de contaminare) se caracterizează printr-un I_{tot} mai mic decât cele examinate anterior, deși ΣPCO este de 0,4129 mg/kg, datorită numărului mai mic al receptorilor expuși, distanței până la ei și accesibilității migrării poluanților spre receptori (aportul factorilor de sporire și diminuare a potențialului de dispersie). Restul probelor prelevate de la adâncimea de 0-15 cm pot fi catalogate ca probe cu stare de calitate admisibilă (ΣPCO este mai mică decât CMA ΣPOPs pentru terenuri agricole). I_{tot} variază de la 39,96 până la 45,98, riscul fiind scăzut.

În cazul probelor prelevate de la adâncimi mai mari de 15 cm, I_{tot} prezintă cele mai mici valori. Deși, ΣPOPs este mare și distanța până la receptori nu se schimbă semnificativ, totuși, aceste probe se caracterizează prin valori foarte mici ale I_d. Fără intervenția omului, migrarea poluanților poate avea loc doar în profunzime, dar cercetările efectuate arată un grad scăzut de migrare (4,38%-16,5%). Prelucrarea acestor sectoare se va axa pe conservarea sau excavarea și decontaminarea ulterioară a solului poluat.



Fig. 4.5. Indicii generali de risc pentru sectorul Slobozia Mare, adâncimea 0-15 cm

În concluzie, pentru amplasamentul depozitului de PCO din Slobozia Mare se cere efectuarea urgentă a activităților de decontaminare prin diverse metode fizice, chimice și biochimice accesibile, dar, obligatoriu, prietenoase mediului. Totodată, până la executarea acțiunilor de decontaminare se recomandă izolarea teritoriului epicentrului pentru a limita accesul oamenilor și animalelor, precum și posibilitatea migrării poluanților din cauza vântului și scurgerilor de suprafață.

4.3. Acțiunea toxică a poluanților organici persistenți asupra diferitor organisme

Actualmente, în literatura de specialitate sunt prezentate diverse studii de toxicitate a poluanților organici persistenți asupra diferitor organisme (crustacee, rozătoare etc.), însă în majoritatea din ele se reflectă acțiunea individuală a poluanților [206-209].

Unul dintre obiectivele prezentului studiu a fost cercetarea acțiunii poluanților din probe reale de sol, prelevate de pe teritoriul RM, asupra diferitor organisme. Practic, toate probele analizate prezintă un spectru foarte larg de poluare, atât calitativ, cât și cantitativ, iar acțiunea

sinergică a poluanților poate avea o intensitate cu mult mai mare decât influența individuală a unui anumit contaminant. Totodată, condițiile de habitare a organismelor în diferite ecosisteme sunt determinate de procesele fizice, chimice și biochimice ce au loc în ecosistemele în cauză și care determină compoziția chimică a acestora.

Acțiunea toxică a poluanților organici persistenți asupra bacteriilor, fungilor, semințelor de dovleac și ovăz

Pentru a cerceta acțiunea POPs, prezenți în probe reale de sol, asupra unor specii de bacterii, fungii, semințelor de dovleac și ovăz, au fost selectate 10 probe cu un conținut diferit de POPs, analizate preventiv (Tabelul 4.8).

Tabelul 4.8. ΣPOPs în probele utilizate pentru stabilirea influenței asupra culturilor de fungii, bacterii, creșterii plantulelor de dovleac și ovăz

Nr. de înregistrare	ΣPOPs, mg/kg
Referință	<0,0005
DS73	0,03196
DS80	0,04968
DS76	0,1050
DS92	0,5948

Nr. de înregistrare	ΣPOPs, mg/kg
DS95	1,0152
253	1,7504
DS90	5,3122
DS93	9,3221
SD-01	250,0000

Probele au fost selectate astfel:

- o probă de referință - ΣPOPs mai mică decât limita de determinare a cromatografului utilizat în analize;
- 2 probe - ΣPOPs mai mare ca limita de determinare a cromatografului utilizat în analize, dar mai mică de 0,1000 mg/kg;
- o probă - ΣPOPs aproximativ egală cu 0,1000 mg/kg;
- 3 probe - ΣPOPs mai mare decât 0,1000 mg/kg, dar mai mică decât CMA pentru deșeuri toxice (50,0000 mg/kg);
- o probă - ΣPOPs mai mare decât CMA pentru deșeuri toxice.

Ulterior, a fost determinată influența contaminanților din aceste probe asupra unor specii de bacterii și fungi, precum și asupra creșterii plantulelor de dovleac și ovăz. Cercetările au fost efectuate în colaborare cu colegii din:

- Laboratorul Colecția Națională de Microorganisme Nepatogene (Institutul de Microbiologie și Biotehnologie, UTM) – acțiunea POPs asupra bacteriilor și fungilor;
- Laboratorul Microbiologia Solului (Institutul de Microbiologie și Biotehnologie, UTM) – acțiunea POPs asupra creșterii plantulelor de dovleac și ovăz.

În cadrul cercetării acțiunii POPs asupra bacteriilor și fungilor au fost utilizate următoarele culturi:

- de bacterii: *Bacillus subtilis* CNMN BB-01, *Xanthomonas campestris* CNMN-BX-01, *E.carotovora* CNMN-BE-01, *Agrobacterium tumefaciens* CNMN-At-01, *Corinebaterium miciganense* (13a);
- de fungi: *Aspergillus niger*, *Alternaria alternata*, *Botrytis cinerea*, *Fusarium solani*, *Fusarium oxysporum*.

După 48 de ore de incubare a fost examinat modul de acțiune a extractelor din solul contaminat cu POPs asupra culturilor de bacterii și fungii. În cazul bacteriilor nu se observă nici o influență negativă condiționată de prezența acestor compuși în probe (Figura 4.6).

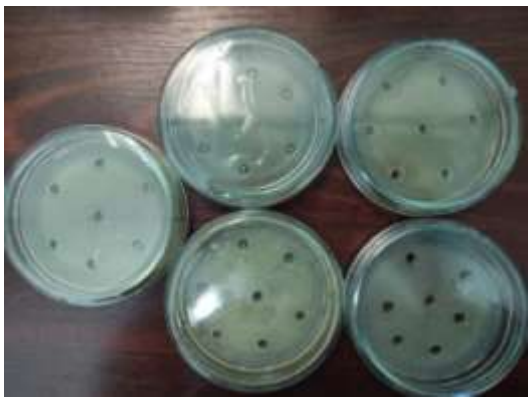


Fig. 4.6. Acțiunea POPs din proba DS93 asupra creșterii culturilor de bacterii *Bacillus subtilis* CNMN BB-01, *Xanthomonas campestris* CNMN-BX-01, *E.carotovora* CNMN-BE-01, *Agrobacterium tumefaciens* CNMN-At-01, *Corinebaterium miciganense* (13a)

În ce privește culturile de fungii, diferențe se observă doar în capsula Petri ce conține cultura *Fusarium solani* și extractul probei DS90. Extractul acestei probe reține creșterea fitopatogenului *Fusarium solani* (Figura 4.7).

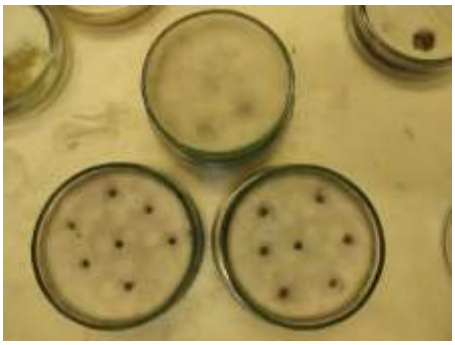
a)   b)

Fig. 4.7. Acțiunea POPs asupra culturii *Fusarium solani*
a) diferite probe; b) proba DS90

Gradul de fitotoxicitate a probelor menționate în Tabelul 4.8 asupra culturilor de dovleac (*Cucurbita pepo L*) și ovăz (*Avena sativa L*) a fost determinat după diferența dintre lungimile rădăcinilor între variantele experimentale și martor. În acest scop a fost urmărită germinarea semințelor și creșterea plantulelor, iar în ziua a șaptea au fost măsurate lungimile rădăcinilor și plantulelor (Figura 4.8).



a) b) c)

Fig. 4.8. Procesul de germinare (a) și sortare (b) a semințelor și de măsurare (c) a rădăcinilor și plantulelor

Calculul gradelor de fitotoxicitate a probelor a fost efectuat conform expresiei:

$$G_t = 100 - \frac{L_x}{L_m} \cdot 100 \qquad (4.1)$$

unde:

G_t – gradul toxicității solului;

L_m – lungimea rădăcinilor în varianta martor;

L_x – lungimea rădăcinilor în varianta experimentală.

Rezultatele măsurărilor și calculele efectuate sunt prezentate în Anexa 32 (a - pentru semințele de dovleac și b - pentru semințele de ovăz). Valorile generalizate ale gradelor de fitotoxicitate sunt redate în Tabelul 4.9.

Tabelul 4.9. Valorile gradelor de toxicitate pentru semințele de dovleac și ovăz

Numărul probei și varianta	**Gradul toxicității, % (semințe de dovleac)**	**Gradul toxicității, % (semințe de ovăz)**
Martor (H_2O)	-	-
Sol de referință	-33,31	-37,53
DS 73 (6/1)	-21,26	32,14
DS 80 (7/5)	-9,42	33,55
DS 76	-120,24	-6,21
DS 92	-64,58	-6,58
DS 95 (6)	-27,17	-13,63
253/15, S29,S1, SM	-21,04	28,87
DS 90 (1)	-16,14	51,27
DS 93	-81,63	14,54
SD-01	85,29	92,63

După cum se observă, solul de referință nu este toxic pentru semințele de ovăz și dovleac, dimpotrivă, a favorizat creșterea acestora cu 33,31%, în cazul semințelor de dovleac, și 37,53%, în cazul celor de ovăz. Solurile analizate, contaminate cu POPs, nu au prezentat efecte toxice evidente asupra creșterii rădăcinilor de dovleac, cu excepția probei SD-01, în care, ΣPOPs este foarte mare (250 mg/kg).

Rădăcinile lăstarilor de ovăz au prezentat o sensibilitate mai înaltă față de solurile poluate, efectul inhibitor fiind vădit. Gradul de toxicitate a solului a fost cuprins în limite mari (de la 14,54% până la 92,63%). Cel mai înalt grad de toxicitate, ca și în cazul semințelor de dovleac, prezintă proba SD-01. Astfel, se poate concluziona că POPs în sol pot inhiba funcțiile vitale ale semințelor și pot duce la reducerea sistemului radicular al unor specii de plante. Efectele de inhibare ale funcțiilor vitale ale semințelor și plantelor sunt diferite și depind, în marea parte, de particularitățile plantelor ce cresc și se dezvoltă pe solurile contaminate, precum și de nivelele de poluare ale acestor soluri.

Acțiunea toxică a poluanților organici persistenți asupra speciei Daphnia Magna, melcilor de livadă, râmelor și insectelor

Această etapă de cercetare a fost orientată spre stabilirea nivelului de ecotoxicitate a extractelor apoase de sol pentru diferite organisme (*Daphnia Magna*, melci de livadă, râme și insecte). Cele trei probe de sol testat au fost prelevate de pe teritoriul RM, caracterizându-se printr-o contaminare înaltă cu POPs. Pe parcurs au fost examinate următoarele aspecte:

- detectarea în timp a unor eventuale modificări în fiziologia și comportamentul organismelor utilizate în cadrul experimentului;
- observarea reacţiei de răspuns al organismelor examinate sub influența modificării mediului ambiant;
- înregistrarea ratei de supraviețuire în fiecare recipient cu extract apos contaminat cu POPs;
- evidențierea numerică a organismelor vii comparativ cu proba de referință;
- argumentarea rezultatelor obținute.

Probele de sol experimentat au fost alese astfel, încât să conțină, preponderent, o categorie de POPs cercetați (PCO, HAP, PCB). Inițial, pentru extractele apoase obținute au fost determinați pH și conductibilitatea electrică. Totodată, pentru a exclude influența negativă a metalelor specifice acestor tipuri de contaminări s-a efectuat analiza cantitativă a cadmiului, plumbului și nichelului. Rezultatele sunt incluse în Tabelul 4.10. După cum se observă, valorile pH corespund limitelor pH-ului apelor naturale (de la 6,50 până la 9,50), la fel, și valorile conductibilității electrice (limita de 2500 μS/cm).

Tabelul 4.10. Parametrii fizico-chimici ai extractelor apoase de sol

Nr. d/o	Denumirea probelor	Specificul poluării	pH	Conductibilitatea electrică	Cadmiu, µg/L	Plumb, µg/L	Nichel, µg/L
1	Blank 1	nepoluat	8,65	535 µS/cm	<0,010	<0,100	<0,040
2	Blank 2		8,64	520 µS/cm	<0,010	<0,100	<0,040
3	$SD\text{-}01_{10}$	PCO	8,56	673 µS/cm	0,013	<0,100	0,410
4	$SD\text{-}01_{50}$		8,38	1241 µS/cm	0,024	<0,100	2,100
5	$SD\text{-}01_{100}$		8,32	1646 µS/cm	0,020	<0,100	2,510
6	215_{10}	HAP	8,63	632 µS/cm	0,047	0,110	0,690
7	215_{50}		8,58	1008 µS/cm	0,025	0,750	6,630
8	215_{100}		8,57	1500 µS/cm	0,019	1,010	14,000
9	1612_{10}	PCB	8,63	519 µS/cm	0,056	<0,100	0,810
10	1612_{50}		8,63	548 µS/cm	<0,010	<0,100	0,420
11	1612_{100}		8,63	571 µS/cm	0,014	<0,100	1,830

Totodată, cu creșterea cantității de sol luate în analiză, pentru probele SD-01 și 215, se conturează o slabă acidulare a extractelor și o creștere semnificativă a conductibilității electrice.În cazul probei 1612, modificarea conductibilității electrice este nesemnificativă, iar pH rămâne constant. Concentrațiile metalelor analizate sunt destul de mici și nu pot influența în proporții observabile viața și activitatea organismelor testate. Prezența categoriilor de POPs a fost confirmată prin cromatografie cu gaze, observându-se o dependență directă a concentrației poluanților depistați de masa de sol luată în cercetare. Concentrațiile contaminanților în probele cu indicele 100 au fost semnificative, cuantificarea lor necesitând diluții de peste 400 ori.

Testarea acțiunii extractelor apoase ale probelor de sol contaminate cu POPs asupra diferitor organisme a permis obținerea unor rezultate foarte diversificate: de la influențe nesesizabile până la efecte letale. Evaluarea influenței extractelor apoase asupra speciei *Daphnia magna*, efectuată în colaborare cu colegii din Laboratorul Hidrobiologie și Ecotoxicologie (Institutul de Zoologie, USM), a permis obținerea următoarelor rezultate. În proba de control, atât după 24 ore, cât și după 48 ore, toate exemplarele erau vii, se mișcau în tot volumul apei, camerele de incubare fiind cu puiet. Aceiași situație s-a atestat și în proba Blank 1. În proba Blank 2, la fel, toate exemplarele erau vii și se mișcau în tot volumul apei, doar că au început să eclozeze. După 24 ore erau 3 puieți, iar după 48 ore – 6 puieți.

În proba 215_{10}, după 24 ore, toate cinci exemplare erau vii și se mișcau în tot volumul apei. Comparativ cu proba de control s-a observat o stare mai agitată a exemplarelor speciei *Daphnia Magna*. Ecloziunea nu a avut loc. După 48 ore, starea organismelor testate nu s-a schimbat, doar că un exemplar a eclozat puiet (6 exemplare). În cazul probei 215_{50} situația a fost similară probei 215_{10}. Agitația exemplarelor testate a fost cu mult mai evidentă, mișcările fiind de rotație intensă în jurul axelor lor. După 24 ore ecloziunea nu a avut loc, iar după 48 ore, o femelă a eclozat 4 puieți. Proba 215_{100} s-a caracterizat printr-un grad și mai înalt de agitație a exemplarelor testate.

Acestea au fost vii pe parcursul întregului experiment, cu mișcare în tot volumul apei. Ecloziunea unei femele a fost observată după 48 ore (2 puieți). În toate păharele apa este transparentă. Deci, se poate concluziona că HAP prezente în extractele apoase testate duc la modificarea mișcării exemplarelor de *Daphnia Magna* și a modului de reproducere a lor. Pătrunderea în proporții similare a HAP din solul examinat în bazinele acvatice ca rezultat al scurgerilor de suprafață, de exemplu, are o influență negativă, dar nu letală, asupra exemplarelor de *Daphnia Magna*, pragul de toxicitate al acestor contaminanți fiind mai înalt.

În cazul probei 1612_{10}, în ambele perioade de observație, toate exemplarele au fost vii. Comparativ cu proba de control, acestea se mișcau mai puțin activ, aflându-se doar în stratul de jos al apei. La fundul paharelor de laborator s-au observat eliminări ale activității biologice a organismelor, cantitatea cărora creștea odată cu masa de sol supusă extracției. Organismele testate nu s-au înmulțit. Probabil că PCB prezenți în extracte acționează asupra capacității speciei *Daphnia Magna* a de a filtra apa. În proba 1612_{50}, după 24 ore toate exemplarele erau vii, fără eclozare, activitatea era scăzută, mișcările erau limitate la fundul vasului. Observațiile după 48 ore nu au arătat schimbări esențiale în comportamentul a patru exemplare (față de 24 ore), al cincilea exemplar fiind mort. Proba 1612_{100} s-a caracterizat printr-o pasivitate foarte înaltă a exemplarelor testate, acestea aflându-se la fundul paharului. După 24 ore s-a observat că o femelă eclozase 6 exemplare, din care, după 48 ore, doar două erau vii [202]. În rezultatul cercetărilor se poate ajunge la concluzia că PCB acționează asupra vieții și activității speciei *Daphnia Magna*, capacității lor de filtrare a apei, pragul de toxicitate fiind mai scăzut decât în cazul HAP.

Situația cea mai gravă s-a atestat în cazul probei SD-01, contaminată cu PCO. În cazul probei $SD\text{-}01_{10}$, și după 24 ore, și după 48 ore, toate exemplarele erau vii, dar practic inactive, prezentând semne de viață doar la atingere. Proba $SD\text{-}01_{50}$ s-a caracterizat printr-o letalitate de 80%. Singurul exemplar viu a prezentat semne de viață doar la atingere. Eclozarea nu a avut loc nici în una din cele două probe descrise. În cazul probei $SD\text{-}01_{100}$, efectul letal a fost observat, deja, în primele 12 ore, rata de mortalitate fiind de 100%. Deci, proba de sol SD-01 și alte probe similare ei, în cazul căderilor de precipitații asociate cu scurgeri de suprafață, pot avea efect letal asupra speciei *Daphnia Magna*, aflate în bazinele acvatice din preajmă.

Ulterior a fost testată acțiunea acelorași extracte apoase asupra râmelor *Eisenia fetida*, melcilor de livadă *Helix pomatia* și insectelor *Phyllobius urticae*, observațiile făcându-se zilnic, timp de până la 7 zile. Înainte de începerea experimentului, râmele au fost individual măsurate, lungimile fiind de 30-35 cm. Atât râmele, cât și melcii de livadă au avut o greutate corporală cuprinsă între 500-600 mg. Evaluarea mortalității a fost efectuată prin atingerea organismelor, iar absența oricărei reacții a reprezentat dovada letalității organismului studiat. În cazul probelor

martor, pentru nici un organism nu au fost înregistrate modificări de comportament, mortalitatea fiind de 0%.

Extractele apoase de sol contaminat cu HAP (215), cu PCB (1612) și cu PCO (SD-01_{10} și SD-01_{50}) nu au prezentat influențe vădite asupra râmelor. Toate exemplarele testate au rămas în viață, aflându-se parțial pe plută, parțial în soluție pe tot parcursul experimentului. În cazul probei SD-01_{100}, acțiunea extractului apos s-a dovedit a fi letală. În literatura de specialitate sunt descrise studii privind ecotoxicitatea solului asupra râmelor, examinarea efectuându-se direct în sol, și nu, în extrase apoase [210-216].

Observarea melcilor de livadă a arătat că aceștia au supraviețuit procesului de testare. Din prima zi a experimentului, melcii studiați s-au urcat pe suprafața filei de staniol, s-au retras în cochilii și și-au menținut starea de repaus pe tot parcursul cercetării - comportament similar situațiilor de pericol și stării de hibernare. La eliberarea exemplarelor testate după finalizarea experimentului, aceștia au ieșit din cochilii – dovada supraviețuirii analizei de laborator. Formarea „dopului" calcaros, care închide cochilia melcului în perioada de somn și hibernare, permite melcilor de livadă să supraviețuiască în situații de stres. Mortalitatea, în cazul melcilor de livadă, a constituit 0%.

Răspunsul insectelor *Phyllobius urticae* la modificarea proprietăților mediului ambiant a fost mai rapid decât al melcilor de livadă și râmelor. Ele, primele, au oferit semnalmente asupra apariţiei perturbării în funcţionalitatea mediului, în care au fost plasate. Comparativ cu multe organisme, insectele se caracterizează prin mobilitate mai mare și exigențe mai stricte față de componentele abiotice și biotice ale mediului ambiant, adecvate valorii biologice de habituare. Inițial, după plasarea insectelor în vasele de observație, acestea erau destul de active, deplasându-se atât pe bucățile de plută, cât și pe pereții vaselor. Ulterior, activitatea lor a scăzut brusc. Cel mai mic prag de toxicitate a fost stabilit în proba SD-01 contaminată cu PCO. Mortalitatea de 100% a fost înregistrată în primele șase ore de la începerea experimentului. Cel mai mare prag de toxicitate a fost stabilit în cazul probei 215 poluată cu HAP. Rata de mortalitate de 100%, în toate trei probe, a fost stabilită după 24 ore de la începerea analizei. Diferențe sesizabile în comportamentul insectelor testate între probele cu indicii 10, 50 și 100, practic, nu au fost observate. Fotografii din cadrul experimentului sunt prezentate în Anexa 33.

În procesul de evaluare a contaminării mediului ambiant cu POPs pot fi utilizați și alți bioindicatori (pești, moluște, păsări, plante acvatice etc.) [217-218]. Spre exemplu: dispariția bufnițelor și a șoimului călător pe un anumit teritoriu, inhibarea creșterii lintiței de apă, subțierea cojii de ouă a păsărilor pot indica prezența în biotop a PCO, în particular a DDT-ului [217].

Studierea influenței probelor de sol contaminate cu diferiți POPs asupra organismelor a scos în evidență nivelul înalt al ecotoxicității acestora, manifestând diverse efecte subletale și/sau letale. Identificarea surselor de poluare și înlăturarea lor, neadmiterea contaminării ulterioare a componentelor de mediu va permite de a asigura securitatea și sănătatea ecosistemelor, precum și dezvoltarea durabilă a umanității. Rezultatele comparative, obținute în cadrul prezentului studiu, au un grad înalt de relativitate, deoarece atât ΣPCO, ΣPCB și ΣHAP pentru fiecare probă, cât și solubilitatea în apă a poluanților cercetați nu sunt similare.

4.4. Acțiunea toxică a pesticidelor organoclorurate asupra faunei edafice

Evaluarea acțiunii POPs asupra componentelor de mediu realizată anterior a evidențiat consecințele subletale și/sau letale ale acestor contaminanți asupra diferitor organisme. Pentru a examina impactul nivelului de poluare a solului asupra distribuției și diversității faunei edafice a fost selectat un sit de pe teritoriul RM (satul Slobozia-Dușca, raionul Criuleni), care se caracterizează printr-un nivel înalt de contaminare cu POPs.

Pe situl ales se află doar fundațiile unor clădiri distruse în timp, teritoriul din imediata apropiere fiind acoperit cu asfalt. Materialul pământos aferent conține materiale de construcție de diferite dimensiuni. Schema de prelevare a probelor este prezentată în Figura 4.9, iar planul de atribuire a numerelor de înregistrare – în Anexa 34 [219].



Fig. 4.9. Schema de prelevare a probelor pentru studierea biodiversității edafice, situl Slobozia-Dușca

Pe sit se observă o poluare intensă a solului, gravitatea situației fiind condiționată de prezența mai multor receptori: câmpuri și culturi agricole (< 25 m), zonă forestieră artificială (200 m), lac de acumulare (> 300 m), lucrători (< 25 m) etc.

În scopul determinării calitative și cantitative a nivelului de contaminare cu POPs, de pe teritoriul cercetat au fost prelevate 20 probe de sol, de la diferite adâncimi. Analizele de laborator au scos în evidență un nivel înalt de contaminare a sitului cu PCO, rezultatele detaliate fiind prezentate în Anexa 35, iar cele generalizate în Tabelul 4.11.

Tabelul 4.11. ΣHCH, ΣDDT și metaboliților lor și ΣPOPs pentru probele prelevate din situl Slobozia-Dușca (în mg/kg)

Nr. de înregistrare	ΣHCH	ΣDDT și metaboliților lor	ΣPOPs	Nr. de înregistrare	ΣHCH	ΣDDT și metaboliților lor	ΣPOPs
160	0,3250	1011,0870	1011,412	170	0,2839	17,1177	17,4016
161	0,3752	212,1442	212,5194	171	0,1506	2,7896	2,9402
162	0,0738	29,0173	29,0911	172	0,0788	1,9405	2,0193
163	0,2929	9,1426	9,4355	173	0,0115	0,8437	0,8552
164	0,0438	3,3128	3,3566	174	0,0877	7,3577	7,4454
165	0,1928	126,2810	126,4738	175	0,0657	0,6115	0,6772
166	0,4325	211,3980	211,8305	176	0,3112	0,8068	1,1180
167	0,4120	269,5910	270,0030	177	0,0443	0,6794	0,7237
168	0,1926	32,7607	32,9533	178	0,0271	0,7809	0,8080
169	0,0285	2,4596	2,4881	179	0,1158	0,8124	0,9282

Examinând rezultatele obținute în cadrul analizei calitative și cantitative a nivelului de poluare cu PCO a sitului cercetat, se observă o poluare slabă (55% probe) și admisibilă (45% probe) cu izomeri ai HCH și o poluare extremă (5% probe), poluare foarte înaltă (20% probe), poluare înaltă (15% probe), poluare medie (30% probe) și poluare slabă (30% probe) cu izomeri ai DDT și metaboliților săi. Cele mai mari depășiri ale concentrațiilor maxim admisibile se atestă în cazul probelor 166, pentru ΣHCH (de 4,325 ori), și 160, pentru ΣDDT și metaboliții lor (de 10,11 mii ori).

Cele mai contaminate sectoare sunt: A.1 (partea de jos) și A.2 (partea de mijloc). Ponderea cea mai mare o au compușii: o,p′-DDT (max.: 681,2480 mg/kg) și p,p′-DDT (max.: 285,5250 mg/kg). Distribuția pe verticală a poluanților este reprezentată în Figura 4.10, din care se observă o distribuție neuniformă a ΣPOPs. Aceasta se explică prin migrarea contaminanților sub acțiunea scurgerilor de suprafață și infiltrărilor (zona A este înclinată), activităților umane (înhumarea contaminanților, lucrări similare), precum și alunecărilor de teren.

În momentul prelevării probelor au fost colectate de la fiecare adâncime pe o suprafață de 1 m^2 toate organismele găsite, analiza cărora a fost efectuată în colaborare cu colegii din Laboratorul de Pedologie (Institutul Național de Cercetări Aplicative în Agricultură și Medicină Veterinară, MAIA). După cum se observă, intervalele de adâncime 40-50 cm se caracterizează prin lipsa nevertebratelor, aspect condiționat de particularitățile mediului de viață al organismelor.

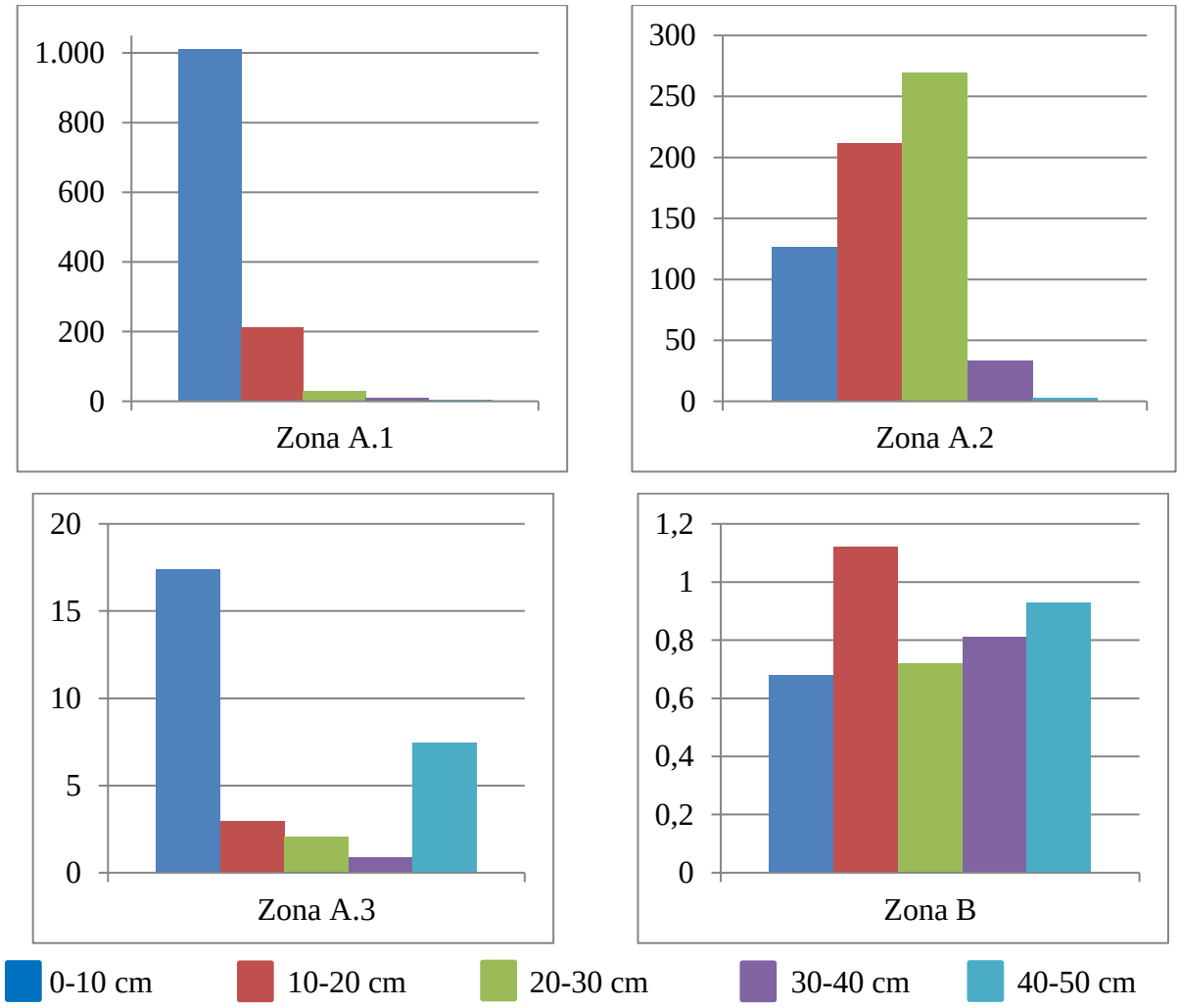


Fig. 4.10. Distribuția pe verticală a ΣPOPs în sectoarele A și B, situl Slobozia-Dușca

Aici se referă: scăderea bruscă a cantității de lumină și căldură, reducerea conținutului de oxigen, modificarea compoziției solului, a umidității etc.). În cazul zonei A.3, lipsa organismelor a fost stabilită și în intervalul de adâncime 30-40 cm, materialul pământos conținând foarte multe deșeuri de construcție. Pentru aceste intervale de adâncime este destul de complicat să se stabilească relevanța corespondenței dintre incidența organismelor într-un anumit volum de material pământos și nivelul de contaminare.

Compararea datelor pentru intervalul de adâncimi 0-30 cm a evidențiat că, numărul cel mai mic de exemplare este caracteristic zonei A.1, pentru care s-a identificat cel mai înalt grad de contaminare. Totuși, pentru zona dată, pe verticală, dependența directă a numărului de nevertebrate de ΣPOPs nu a fost demonstrată. Deși, odată cu creșterea adâncimii, ΣPOPs este în descreștere, numărul de exemplare și masa nevertebratelor la adâncimea de 20-30 cm este mai mare, decât la adâncimea de 10-20 cm, fapt datorat concentrării reprezentanților fam. *Lumbricidae*, modului lor de viață și condițiilor meteorologice (Tabelul 4.12).

Tabelul 4.12. Numărul şi biomasa nevertebratelor în materialul pământos prelevat din situl Slobozia-Dușca

Zona, lotul, parcela	Adâncimea, cm	Nr. epru-betei	Numărul, exemplare/m^2		Biomasa, g/m^2	
			total[3]	fam. *Lumbricidae*	totală	fam. *Lumbricidae*
Zona A.1, lot cu depozit de pesticide lichidate, partea de jos	0-10	1	64,0	0	4,8	0
	10-20	2	16,0	0	1,6	0
	20-30	3	48,0	24,0	5,2	4,0
	30-40	4	8,0	0	0,4	0
	> 40		0	0	0	0
	Total		**136,0**	**24,0**	**12,0**	**4,0**
Zona A.2, lot cu depozit de pesticide lichidate, partea de mijloc	0-10	5	280,0	24,0	28,8	8,0
	10-20	6	144,0	8,0	36,0	0,4
	20-30	7	16,0	8,0	0,8	0,4
	30-40	8	16,0	0	0,8	0
	> 40		0	0	0	0
	Total		**456,0**	**40,0**	**66,4**	**8,8**
Zona A.3, lot cu depozit de pesticide lichidate, partea de sus	0-10	9	112,0	0	6,4	0
	10-20	10	48,0	16,0	6,4	4,8
	20-30	11	8,0	0	0,12	0
	> 30		0	0	0	0
	Total		**168,0**	**16,0**	**12,9**	**4,8**
Zona B, lot cu perdele de protecție forestieră de 30 ani	0-10	12	112,0	48,0	15,2	13,8
	10-20	13	144,0	136,0	27,6	27,0
	20-30	14	56,0	32,0	6,6	6,0
	30-40	15	8,0	0	0,4	0
	> 40		0	0	0	0
	Total		**320,0**	**216,0**	**49,8**	**47,0**

În funcție de nivelul de contaminare, pe poziția a doua se află zona A.2 (ΣPOPs maximă de 270,0030 mg/kg). În acest caz, pentru intervalul de adâncime 0-30 cm se observă o dependență directă a numărului total de exemplare găsite de concentrația contaminanților; mai puțin specifică pentru reprezentanții fam. *Lumbricidae*. Deși, zona A.2 se caracterizează printr-o poluare foarte mare cu POPs, numărul total de indivizi este cel mai mare, circa jumătate din ei făcând parte din fam. *Enidae* (*Chondrula tridens*). Acest lucru se explică prin particularitățile componentei abiotice și biotice a zonei (cantitatea de lumină primită, caracteristicile solului, abundența și varietatea organismelor vegetale etc). Distribuția numărului de indivizi analizați după familii este reprezentată în Anexa 36.

În zona A.3, deși nivelul de poluare este mai mic decât pentru zonele A.1 și A.2, s-a înregistrat un număr intermediar de exemplare de nevertebrate. Creșterea numărului de exemplare față de zona A.1 este condiționată de scăderea considerabilă a gradului de poluare, iar scăderea lui

[3] fam. *Formicidae* nu a fost luată în calcul

față de zona A.2 – de compoziția și proprietățile materialului pământos (în marea parte a deșeurilor de construcție, asfaltului etc.), precum și de particularitățile meteorologice și geologice (grad înalt de eroziune eoliană, umiditate redusă etc.).

Cel mai scăzut nivel de contaminare a fost înregistrat în zona B (perdea de protecție forestieră de 30 ani), numărul maxim de exemplare fiind caracteristic intervalului de adâncime 10-20 cm – interval cu cel mai înalt nivel de poluare din zona B. Prezența umidității relativ înalte și nivelul mai scăzut al luminii solare, față de zona A, a condiționat o incidență mai mare a reprezentanților fam. *Lumbricidae* (67,5%). Aceasta este urmată de reprezentanții fam. *Staphylinidae* (15%). Pentru zona B, o dependență vădită a numărului de exemplare găsite de nivelul de contaminare cu POPs nu a fost demonstrată (Figura 4.11).

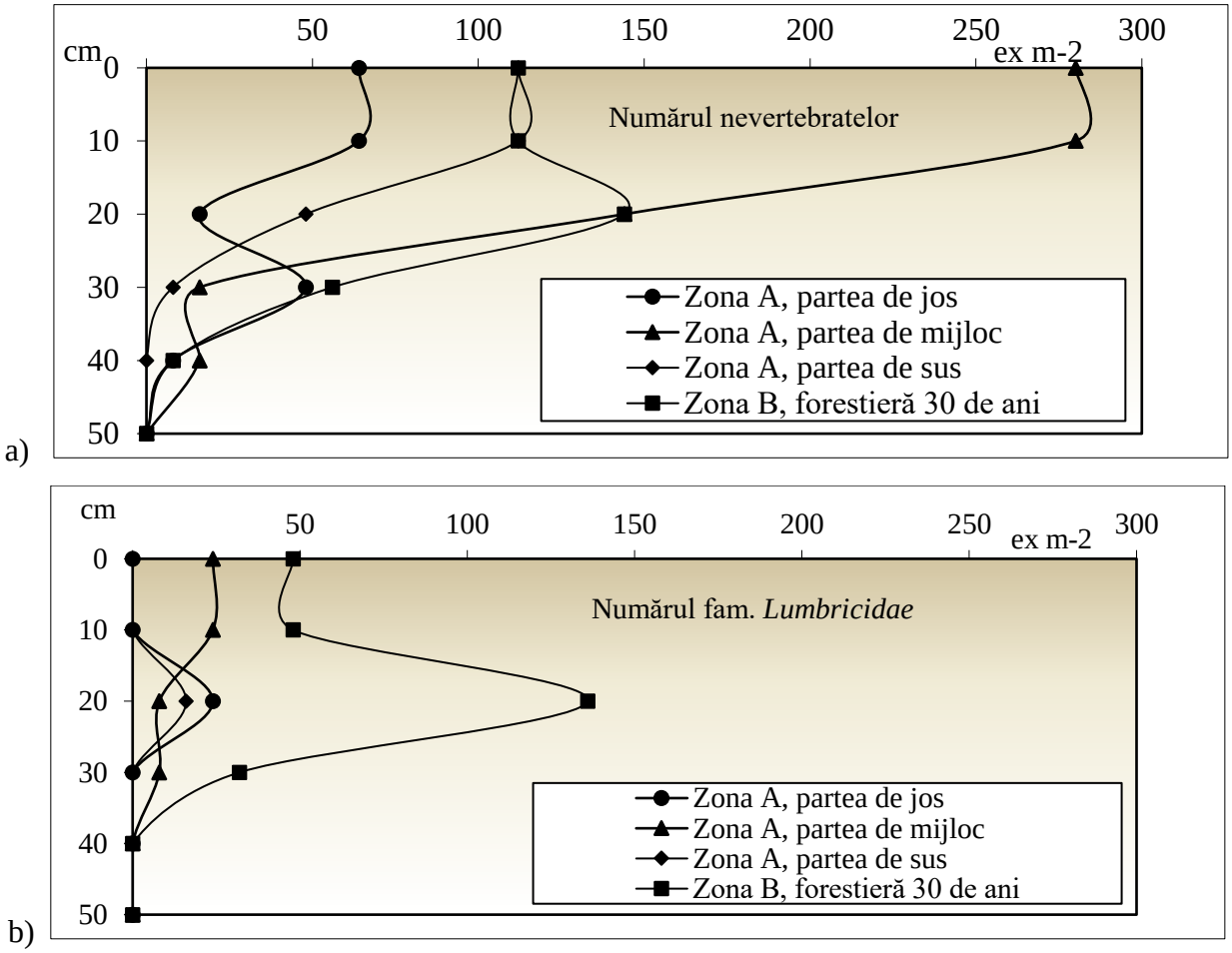
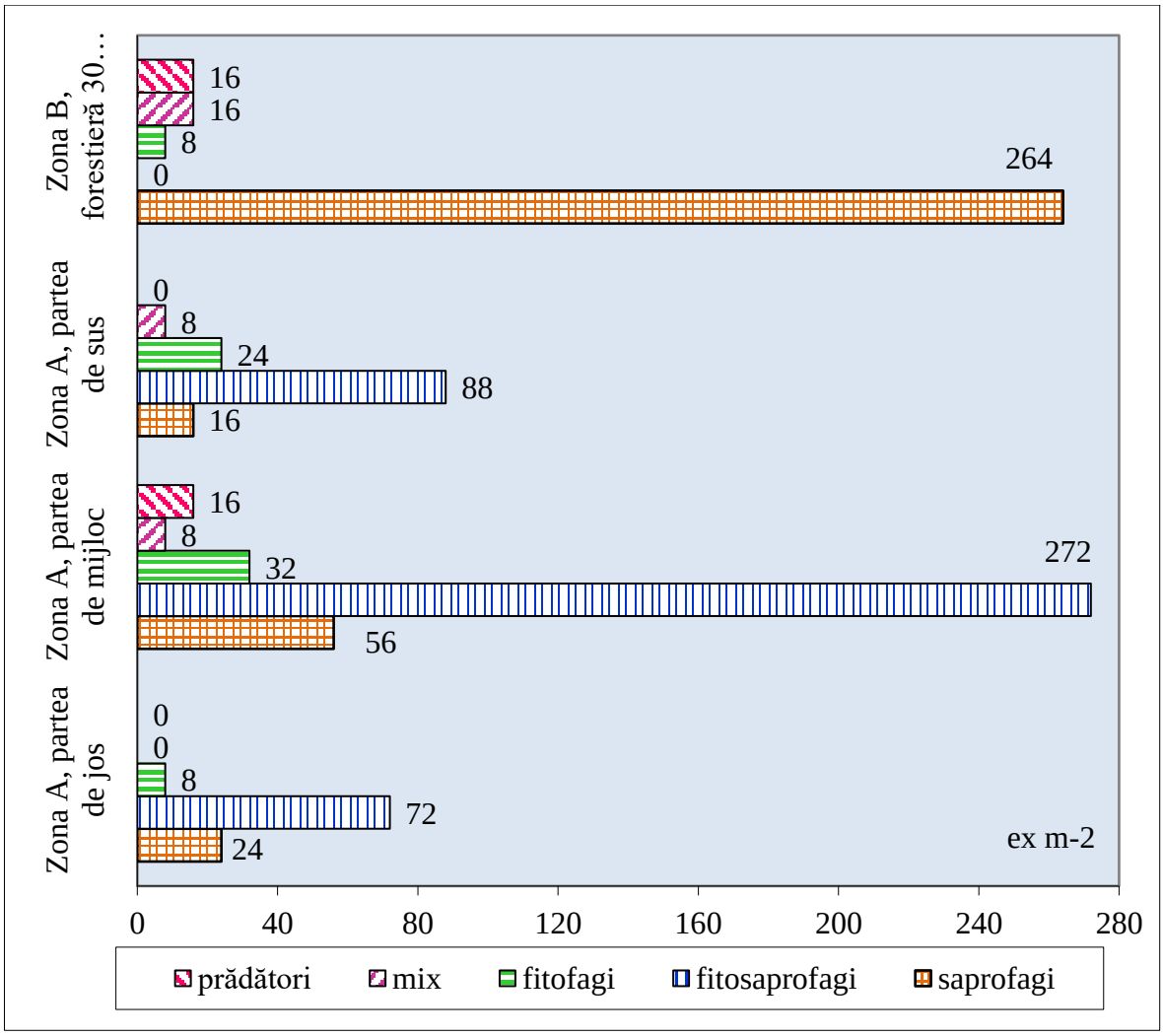


Fig. 4.11. Distribuția organismelor nevertebrate (a) și fam. *Lumbricidae* (b) în materialul pământos prelevat din situl Slobozia-Dușca

Ulterior, nevertebratele colectate din situl studiat au fost clasificate în dependență de modul de nutriție, stabilindu-se ponderea fiecărei categorii în zonele A și B. rezultatele sunt prezentate în Figura 4.12.



Zona, lotul, parcela	Saprofagi/Total	Saprofagi/Fitofagi	Fitofagi/Total
Zona A.1	0,23	3,00	0,08
Zona A.2	0,15	1,75	0,08
Zona A.3	0,12	0,67	0,18
Zona B	0,87	33,0	0,03

Fig. 4.12. Compoziţia numerică şi raportul dintre grupurile trofice de nevertebrate colectate din situl cercetat, în funcţie de modul de nutriţie (total, fără fam. *Formicidae* şi speciile neidentificate)

Zona A se caracterizează printr-un număr mai mare de fitosaprofagi, numărul maxim detectându-se în partea de mijloc a zonei (272 exemplare), iar în zona B prevalează saprofagii (264 exemplare). În principiu, comparând rezultatele obținute, se observă că, numărul și biomasa organismelor ecosistemului solului depinde atât de natura și concentrația substanțelor toxice din sol, cât și de caracteristicile generale ale profilului pedologic. Aici se referă: prezența resturilor materialelor de construcție, structura solului, umiditatea, conținutul humusului, concentrația substanțelor nutritive etc. Aspectele în cauză au un rol foarte important în selectarea metodelor de remediere a siturilor contaminate, precum și, planificarea și implementarea lor.

4.5. Elaborarea recomandărilor privind metodele de tratare și remediere a siturilor contaminate cu poluanți organici persistenți

Procesul de elaborare a recomandărilor de remediere a siturilor poluate, de obicei, precede procesul de decontaminare și presupune parcurgerea unui șir de etape complexe [84], începând de la identificarea siturilor contaminate, determinarea calitativă și cantitativă a poluanților prezenți, stabilirea limitelor de poluare etc. și finalizând cu diseminarea rezultatelor obținute (Tabelul 4.13).

În ansamblu, aceste etape sunt aplicabile pentru majoritatea siturilor contaminate, inclusiv și cu POPs. Reziliența sitului va depinde, în marea parte, de eficiența executării fiecărei etape a procesului de decontaminare. Eficiența recomandărilor elaborate și a procesului de depoluare propriu-zis se stabilește în baza evaluării randamentului decontaminării și evoluției situației în timp. Elaborarea recomandărilor de remediere a unui sit contaminat, inclusiv cu POPs, necesită cunoașterea diversității metodelor de remediere, a avantajelor și dezavantajelor tehnologiilor de decontaminare, precum și a particularităților de implementare ale acestora.

Literatura de specialitate prezintă un număr impunător de metode și tehnologii de remediere a teritoriilor poluate (Figura 4.13) [61, 137, 220-228]. Aplicarea acestora va depinde de: specificul și gradul contaminării, limitele teritoriului poluat, particularitățile structurale și geo-morfologice ale sitului, funcționalitatea acestuia, biodiversitatea prezentă, disponibilitatea tehnologiei pasibile de utilizat, durata executării procedurii de depoluare și, nu în ultimul rând, de posibilitățile financiare ale investitorilor efectuării procesului de remediere.

Imobilizarea fizică a poluanților, ca rezultat al izolării, stabilizării sau inertizării acestora, precum și extracția fizică a lor din solul contaminat, utilizând diverși solvenți, reprezintă procedeele de bază ale metodelor fizice de decontaminare a solului. Din această categorie, cea mai simplă și mai utilizată metodă în contextul depoluării solului de POPs în realiile RM, este etanșarea. Ea constă în izolarea fizică a mediului contaminat printr-un sistem etanș de protecție. Realizarea calitativă și durabilă a acestui sistem de protecție permite conservarea poluanților, precum și stoparea migrării lor atât pe orizontală, cât și pe verticală.

Materialele din care este confecționat sistemul etanș de protecție trebuie să fie impermeabile, rezistente la acțiunea razelor ultraviolete, la atacul diferitor substanțe chimice, la acțiuni mecanice, la diferite intemperii etc. În construcția sarcofagurilor se utilizează argilă, bentonită, ciment, lianți, diverse geomembrane artificiale, confecționate din polietilenă colorată, elastomeri, policlorură de vinil și altele. De multe ori, pentru eficientizarea etanșării, se recurge la alternarea materialelor de construcție sau straturilor componente ale sistemului de protecție. Deși, metoda dată are costuri scăzute de implementare și poate fi realizată atât pentru situl Slobozia Mare, cât și situl Ceadâr-Lunga, totuși, durabilitatea ei poate fi pusă la îndoială.

Tabelul 4.13. Etapele de elaborare a recomandărilor de remediere a siturilor poluate

Etapa	Activități planificate
Etape premergătoare aplicării tehnologiei de remediere	

Examinarea terenului și stabilirea nivelului de contaminare	- identificarea sitului poluat și colectarea informațiilor necesare (particularitățile structurale, caracteristicile pedologice, studiile efectuate anterior, gestionarul și destinația terenului etc.)
	- efectuarea vizitelor de studiu pentru:
	  - executarea măsurărilor în teren
	  - prelevarea probelor pentru studiu detaliat
	  - identificarea surselor de poluare, receptorilor pasibili, căilor de migrare
	- efectuarea analizelor de laborator etc.

Caracterizarea riscului sitului cercetat	- compararea rezultatelor analizelor calitative și cantitative cu normele prezentate în actuala legislație națională sau, după caz, internațională - caracterizarea surselor de pericol, căilor de migrare, receptorilor etc. - calcularea și caracterizarea riscului (frecvența, gravitatea, indicii de risc, rata de expunere etc.)
Identificarea tehnologiei de decontaminare și costului implementării ei	- selectarea tehnologiei de depoluare în baza criteriilor tehnice (tipul contaminării, proprietățile și concentrațiile poluanților, caracteristicile sitului examinat și ale solului, eficacitatea și disponibilitatea tehnologiei etc.) - selectarea tehnologiei de depoluare, reieșind din costul implementării tehnologiei și a etapelor ei, durata, suprafața și/sau volumul supus decontaminării etc.
Elaborarea recomandărilor de remediere și înaintarea lor către factorii de decizie	- elaborarea recomandărilor de remediere pentru situl cercetat și coordonarea lor, la necesitate, cu experții în domeniu - înaintarea recomandărilor elaborate către factorii de decizie, autoritățile publice locale și centrale, agenții economici etc. - elaborarea materialelor informative privind contaminarea componentelor de mediu cu POPs și măsurile necesare de protecție, cu repartizarea/ difuzarea informației către cetățeni
Implementarea tehnologiei de decontaminare	
Aplicarea metodelor de decontaminare	- remedieri in-situ, on-situ sau ex-situ executând, la necesitate, etapele: excavarea, transportarea și tratarea solului/ materialului pământos poluat, - returnarea materialului decontaminat - utilizarea metodelor fizice, termice și biochimice de tratare (Figura 5.2); - colectarea și tratarea ulterioară a gazelor, apelor reziduale obținute etc. - determinarea calitativă și cantitativă a poluanților în produsele obținute în urma tratării (repetarea tratării la necesitate)
Etape ulterioare aplicării tehnologiei de remediere	
Activități de monitorizare	- verificarea stării barajelor, sarcofagelor și altor construcții de izolare - efectuarea periodică a analizelor calitative și cantitative a poluanților în componentele de mediu - înzestrarea surselor potențiale de poluare cu sisteme de prevenire a răspândirii poluanților: filtre, ministații de epurare etc. - monitorizarea accesului populației pe situl supus bioremedierii (pentru a exclude pășunatul, utilizarea culturilor fitoremedierii, pătrunderea oamenilor etc.)
Activități de implementare	- implementarea tehnologiilor de remediere și pentru alte situri similare (condiții fizico-geografice, caracterul și nivelul poluării) - elaborarea ghidurilor de implementare a tehnologiilor de remediere, a instrucțiunilor pentru diverse situri în coraport cu condițiile sitului
Activități de informare	- difuzarea spoturilor și emisiunilor în mass-media pentru diseminarea informațiilor - repartizarea materialelor informative către cetățeni și autorități - diseminarea informațiilor în cadrul cursurilor universitare, cu prevalență, pentru pregătirea specialiștilor în domeniu etc.

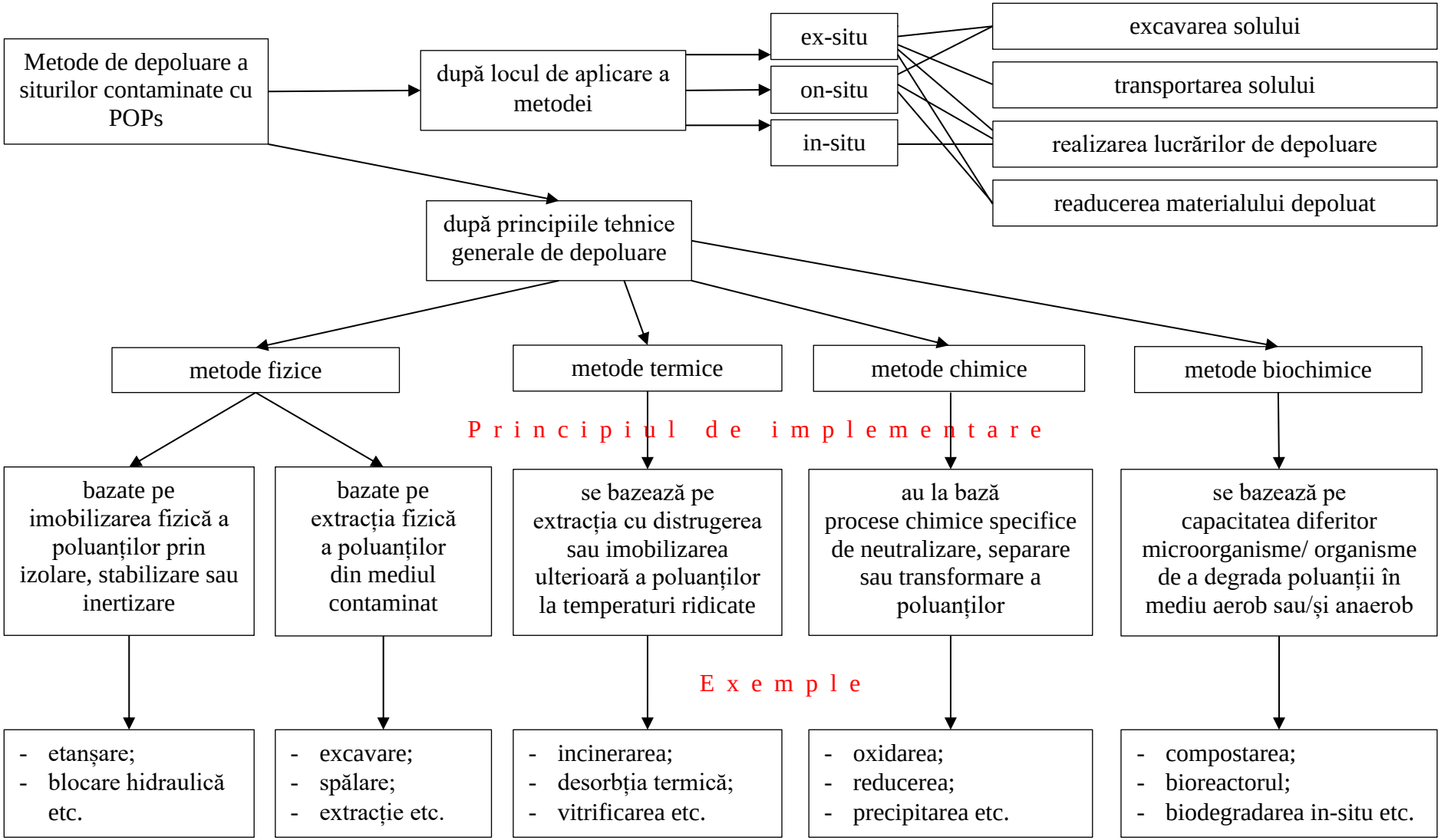


Fig. 4.13. Tehnologiile și metodele de depoluare a solurilor contaminate cu poluanți organici persistenți [61, 137, 220-228]

Acest fapt rezidă din următoarele aspecte: necesitatea măsurilor de întreținere a sarcofagului construit, precum și de monitorizare a acestuia, în scopul prevenirii deteriorării sistemului și evacuării ulterioare a poluanților. Aceste dezavantaje sunt determinate de faptul că, în procesul de etanșare, poluanții nu sunt distruși, ci doar conservați, iar stabilitatea și persistența POPs amplifică aceste dezavantaje.

Totodată, nu poate fi exclus faptul că, în unele condiții naturale și/sau antropogene, sistemul de protecție poate fi deteriorat cu eliberarea noxelor în componentele de mediu. În plus, etanșarea nu este rezonabilă în cazul volumelor foarte mari de sol contaminat. Ea poate avea un caracter temporar, fiind aplicată pentru cantitățile de sol cu un grad înalt de poluare.

În cazul sitului Lacul Beleu, datorită specificului, destinației și complexității zonei, metoda de etanșare nu este realizabilă. Aici se pot efectua unele etape ale lucrărilor de blocare hidraulică, care ar împiedica deplasarea poluanților de la obiectivele cu activitate antropogenă în apele subterane și cele de suprafață, dar metoda dată, la fel, are un caracter provizoriu.

O altă metodă, utilizată pe larg în decontaminarea siturilor poluate cu POPs este stabilizarea și inertarea, care presupune, de facto, transformarea poluantului într-o specie insolubilă sau înglobarea acestuia într-o matrice stabilă, impermeabilă și inertă. În calitate de inertizanți se pot folosi diferite materiale sau amestecuri de materiale, precum: cimentul, varul, cenușa, argila, zeoliții, ghipsul etc. O eficiență mai înaltă în inertarea PCB și pesticidelor o prezintă adăugarea varului și argilei în materialele inertizante.

Deși, inertarea poate fi ușor realizată, fără a necesita investiții foarte mari și monitorizarea ulterioară a situ-ului, totuși, dezavantajul cel mai mare constă în faptul că, terenul tratat prin această metodă nu mai poate fi utilizat în scop agricol. Alte dezavantaje țin de dificultatea asigurării omogenizării solului poluat cu materialele adjuvante adăugate, volatilizarea potențială a unor produse în procesul de decontaminare, precum și creșterea volumului de material pământos obținut. Pentru a crește eficiența inertării poluanților, se recomandă ca etapa de omogenizare să se realizeze „on-situ”, chiar dacă costul tratării este mai înalt. Această metodă poate fi utilizată destul de eficient pentru stațiile de transformatoare electrice de pe teritoriul RM, inclusiv, și situl din orașul Ceadîr-Lunga.

Metodele fizice de „spălare” și extracție a contaminanților din solurile poluate se execută, de regulă, cu scopul de a concentra poluanții într-o fracție reziduală tratabilă, cu un volum mai mic. Agentul cel mai frecvent utilizat în acest scop este apa. Reieșind din faptul că POPs cercetați în cadrul lucrării date au o solubilitate scăzută în apă, metoda de „spălare” cu apă este inaplicabilă. Folosirea altor solvenți poate fi luată în calcul, dar rentabilitatea metodei date scade proporțional creșterii volumului de sol poluat și cantității de solvent organic utilizat. În plus, capacitatea de

volatilizare a solvenților aplicați și toxicitatea acestora, la fel, constituie o problemă de poluare secundară a componentelor de mediu [229].

Metodele termice de decontaminare a solurilor poluate cu POPs se bazează pe extracția, neutralizarea, distrugerea sau imobilizarea poluanților la temperaturi ridicate. Cele mai utilizate metode termice sunt: incinerarea și desorbția termică [230].

Incinerarea permite obținerea unui randament înalt în cazul decontaminării deșeurilor cu POPs, formându-se oxid de carbon (IV), apă, diverși compuși volatili ai clorului, sulfului, azotului etc., precum și reziduuri necombustibile. Procedeul de incinerare se recomandă de a fi efectuat „on-situ", utilizând instalații speciale, înzestrate obligatoriu cu dispozitive de captare și epurare a gazelor rezultate. De obicei, instalațiile de incinerare prevăd realizarea mai multor etape precum: uscarea, mărunțirea, fracționarea, volatilizarea poluanților, tratarea termică propriu-zisă, răcirea produșilor, precum și captarea și epurarea gazelor rezultate. Ulterior, după caz, materialele necombustibile se returnează în mediul ambiant. Dezavantajul major al utilizării metodei de incinerare este pierderea parțială sau totală a masei organice a solului tratat [231]. În acest context, deși aplicarea incinerării determină o eficiență maximă în termeni minimi, implementarea ei se recomandă doar în cazul teritoriilor cu un grad foarte înalt de poluare (de exemplu: deșeurile și materialele pământoase din epicentrul contaminării). Pentru astfel de zone se poate utiliza și metoda de vitrificare, care presupune încălzirea solului poluat până la temperaturi de aproximativ 2000ºC. În astfel de condiții termice are loc piroliza POPs și transformarea aluminosilicaților prezenți într-un material sticlos inert. Gazele rezultate, ca și în cazul incinerării, necesită de a fi colectate și tratate. Momentan, metoda dată este în stadiul de cercetare și ajustare, dar aplicarea ulterioară a ei poate fi limitată de costurile înalte pentru procurarea și întreținerea instalațiilor de vitrificare.

O altă metodă termică, ce oferă rezultate destul de bune în decontaminarea solului poluat cu POPs (în special HAP și PCB), este desorbția termică. Această metodă se bazează pe volatilizarea contaminanților ca rezultat al încălzirii solului până la circa 450ºC. Ulterior, substanțele volatilizate sunt tratate similar emisiilor gazoase. Avantajul cel mai mare al acestei metode față de incinerare și vitrificare este menținerea parțială a componentei humice a solului.

După cum se observă, metodele termice sunt aplicabile, de obicei, pentru volume relativ mici de sol și/sau deșeuri, care se caracterizează printr-un grad înalt de poluare cu contaminanți organici. Implementarea acestora necesită instalații și echipamente speciale, de obicei, foarte costisitoare, pe care autoritățile publice, în special locale, nu și le pot permite spre procurare. Prestarea serviciilor de decontaminare „on-situ" în condițiile RM este limitată de lipsa prestatorilor

de aceste servicii și de costurile înalte pentru contractarea serviciilor similare din extern. Din acest considerent, în cazul acestor teritorii, ani la rând s-a optat pentru excavarea și evacuarea deșeurilor de POPs, precum și pentru izolarea lor prin etanșare.

Metodele chimice utilizate în procesele de decontaminare sunt orientate spre transformarea poluanților în diferite specii cu un grad mai scăzut de toxicitate. În cazul POPs se aplică tehnologii bazate pe reacții de oxidare, reducere, declorinare etc. Oxidarea POPs poate fi realizată cu ajutorul diferitor agenți de oxidare, printre care se poate menționa peroxidul de hidrogen. Acest agent se caracterizează prin capacitate avansată de oxidare (comparativ cu oxigenul molecular și ozonul) și poate degrada POPs, chiar dacă ultimii se caracterizează prin stabilitate chimică înaltă. Eficiența procesului de oxidare cu peroxidul de hidrogen crește odată cu intensificarea acțiunii razelor ultraviolete. Utilizarea agenților de oxidare în calitate de decontaminați este limitată de prezența în sol a ionilor metalici reducători, de conținutul de substanțe organice, de gradul de aerare a solului și, nu în ultimul rând, de compoziția calitativă a poluanților. Spre exemplu: prin oxidare se recomandă tratarea solului poluat cu PCB, dar nu se recomandă decontaminarea acestuia dacă conține PCO de tipul aldrinului (se transformă în dieldrin, care se caracterizează prin toxicitate înaltă și degradare extrem de îndelungată). Oxidarea POPs poate fi realizată cu ajutorul diferitor tehnici de oxidare (fotocatalitică, Fenton, electrochimică, catalitică umedă, prin radiație etc.), precum și utilizând diverși oxidanți (ozon, persulfați și alții) [137, 224, 232].

Procedeele de reducere a POPs sunt orientate spre saturarea legăturilor multiple din moleculele poluanților și/sau dehalogenarea xenobioticilor halogenați, utilizând în calitate de reducători diverse pudre metalice (preponderent fier). Modificarea condițiilor de mediu, combinarea proceselor de reducere cu acțiunea diferitor organisme oferă rezultate foarte bune. Studiile în cauză sunt la etapa incipientă, fiind realizate cu succes de grupuri de cercetători din diferite țări. Rezultate foarte bune se obțin în testările ce țin de degradarea PCO.

Procedeul de declorurare este orientat spre micșorarea numărului de atomi de clor din moleculele poluanților și, respectiv, micșorarea toxicității acestora. Declorurarea se realizează prin adăugarea la cald a hidroxidului de sodiu sau potasiu cu înlocuirea atomilor de clor din structura poluantului cu grupe hidroxil. În marea parte, produșii obținuți se caracterizează printr-o stabilitate chimică mai redusă și, respectiv, pot fi mai ușor degradați. Acest procedeu de tratare dă randament destul de mare în cazul tratării PCB (peste 95%).

Pentru a exclude poluarea suplimentară a componentelor de mediu cu agenții chimici utilizați în tratare, se recurge la extracția preventivă a poluanților din solul contaminat și, apoi, la tratarea chimică a acestora. Pentru extragerea POPs se utilizează mix de solvenți organici cu diferită polaritate. Astfel, aplicarea metodelor chimice și metodelor termice în cazul volumelor

mari de sol contaminat cu concentrații mici de poluanți este foarte anevoioasă și costisitoare. În plus, implementarea metodelor chimice necesită condiții de securitate sporită, fapt condiționat atât de utilizarea, cât și de posibilitatea obținerii diferitor compuși cu acțiune corozivă, explozivă, inflamabilă, toxică etc. Totodată, nu poate fi exclusă și apariția diferitor situații de risc asociate erorilor activității umane și implementării tehnologiilor de decontaminare.

Metodele biochimice de decontaminare se bazează pe capacitatea diferitor microorganisme/ organisme de a degrada, în condiții de mediu aerob sau/și anaerob, cantități rezonabile de poluanți. Indiferent de mecanismul transformării biochimice, poluanții organici se transformă printr-un șir de etape complexe în diverși metaboliți. Viteza și randamentul degradării poluanților depind atât de particularitățile structurale și proprietățile xenobioticilor, cât și de condițiile în care are loc transformarea lor (pH, temperatura, permeabilitatea, umiditatea solului, tipul solului, omogenizarea solului, diversitatea microorganismelor, prezența și caracteristicile oxidantului, potențialul redox al componentului de mediu și altele).

Pentru a obține eficiența maximă a procesului de degradare biochimică a xenobioticilor, de obicei, implementarea unei anumite biotehnologii se modelează în condiții de laborator, modificând anumiți parametri cinetici și termodinamici ai etapelor constituente. Ulterior, după ajustarea metodologiei, se recurge la implementarea acesteia pe scară largă.

Modelările proceselor de degradare a PCO, realizate în cadrul studiului acestora, au permis de a obține un randament de 70-85% al depoluării probelor contaminate. Acest rezultat a fost atins după 8 cicluri de alternare a condițiilor termice, umidității, accesului la oxigen și amestecării conținuturilor mostrelor etc. Catalizarea acțiunii microorganismelor se efectuează prin adăugarea pulberii de fier, așchiilor de lemn și compostului (gunoi de grajd) în raport de 4:5:1 [220]. Cercetările efectuate în cadrul Institutului de Microbiologie şi Biotehnologie și Institutului de Inginerie Electronică şi Nanotehnologii „D. Ghiţu”, cu aplicarea nanoparticulelor pe bază de fier, favorizează activitatea microorganismelor în solurile poluate cu POPs și stimulează procesele de bioremediere a acestora [19, 233]. Stimularea capacităţii distructive a microorganismelor poate fi efectuată și prin adăugarea suplimentară de carbon, azot sau peroxid de hidrogen [234].

De facto, aplicarea tehnologiilor biochimice este orientată spre activarea capacității microorganismelor de a transforma poluanții din sol în diverși metaboliți. Principalele avantaje ale metodelor biochimice sunt incontestabile: eficiența decontaminării și resursele financiare scăzute investibile în raport cu calitatea rezultatelor depoluării. Totodată, metodele biochimice au o acțiune mai blândă asupra solului, păstrându-i structura și, de multe ori, îmbogățindu-i componenta organică [235]. În plus, biotehnologiile pot fi aplicate pentru volume mari de sol, excluzând de

multe ori cheltuielile aferente lucrărilor de excavare și transportare a acestora. Totuși, metodele în cauză sunt inaplicabile dacă concentrațiile poluanților sunt foarte de mari, dacă toxicitatea produșilor degradării prezintă o toxicitate mai mare sau inhibă activitatea organismelor, dacă xenobioticii nu sunt biodegradabili sau dacă permeabilitatea solului este redusă.

În cazul contaminării solurilor cu POPs, biotehnologiile sunt cel mai des selectate spre implementare. Acest fapt se datorează siguranței ecologice a acestor tehnologii, costurilor mai reduse și eficienței mai înalte. Diversitatea mecanismelor de implementare a metodelor biochimice determină un număr destul de variat de biotehnologii, dar în cazul POPs se recomandă utilizarea procedeelor de biodegradare [203, 221, 227]:

- on-situ – constă în excavarea solului poluat și plasarea acestuia în apropiere, asigurând condițiile tehnice necesare pentru biodegradarea aerobă a poluanților (aerare, umiditate, aport de nutrienți). Aici se includ așa procedee ca compostarea (bioconversiunea), „land farmingul" [236], „biopilele", bioremedierea în fază de nămol, în fază solidă (în vrac), în straturi preparate etc. Pentru accelerarea procesului, în marea parte, se recurge la adăugarea culturilor de microorganisme și/sau materiale organice. Utilizarea metodei „biopilelor" oferă rezultate foarte bune în cazul decontaminării solului de HAP (scăderea conținutului de HAP de 4-6 ori timp de 9 luni);
- in-situ – se execută prin administrarea soluțiilor de nutrienți și oxigen în solul contaminat, activând organismele și microorganismele autohtone spre a transforma poluanții. De obicei, această tehnologie se aplică în cazul zonelor contaminate extinse, atât pe suprafață, cât și în adâncime. Aici se includ procedee ca: bioaugmentarea, bioaerarea, fitoremedierea (preferențial cu specii native) etc. [223, 231, 237-239].

În contextul utilizării metodelor biochimice, se mizează pe capacitatea organismelor și/ sau microorganismelor de a transforma poluanții organici în bioxid de carbon, apă și biomasă, precum și de a imobiliza poluanții sau metaboliții lor în fracția humică a solului [222, 240]. Principalul dezavantaj al decontaminării solului prin metodele biochimice este perioada îndelungată de implementare. Ea poate dura de la câteva luni până la câțiva ani, iar în tot acest timp, terenul supus depoluării este necesar de a fi scos din uz total sau parțial.

Un aspect foarte important în selectarea celor mai eficiente metode de decontaminare este: stabilirea caracteristicilor cantitative și calitative ale poluanților, identificarea particularităților geomorfologice ale terenului, precum și determinarea suprafeței/ volumului de sol ce necesită depoluare [241]. În contextul descrierii aplicabilității metodelor enumerate anterior se recomandă utilizarea metodelor fizice, termice și chimice în cazul volumelor mai mici de sol, dar care se

caracterizează printr-un grad înalt de contaminare cu POPs și, nu doar (deșeuri cu concentrația POPs mai mare de 50 mg/kg sol). În caz contrar, se vor recomanda implementări de biotehnologii.

Un impediment major în selectarea și implementarea tehnologiilor de decontaminare poate fi prezența microplasticului din polietilenă și polipropilenă, care facilitează adsorbția POPs, inclusiv DDT, influențează mobilitatea și disponibilitatea lor pentru biodegradarea microbiană, afectează activitatea microorganismelor și ca consecință mărește perioada de persistență a POPs în componentele de mediu [242].

Rentabilitatea cea mai înaltă în procesul de decontaminare a unui sit nu se obține la aplicarea unei anumite metode de tratare, ci la implementarea unei tehnologii ce include succesiuni de etape ale diferitor metode. Examinând situația pe teritoriile supuse studiului, se poate recomanda implementarea unor metode ca:

- situl Lacul Beleu: metode fizice de blocare hidraulică, metode biochimice de degradare on-situ, bioremedierea îmbunătățită, măsuri de ajustare organizațională și tehnologică a proceselor de exploatare a resurselor de hidrocarburi din zonă;
- amplasamentul depozitului de PCO din satul Slobozia Mare: pentru terenurile agricole – metode biochimice de degradare in-situ (de exemplu: fitoremedierea), iar pentru epicentrul de contaminare – metode de remediere on-situ (biopilele, bioremedierea în straturi preparate sau în vrac). Aici, distanța până la apele subterane este destul de mare (peste 20 m), iar cercetările au arătat că, la adâncimea mai mare de 60 cm, ΣPCO scade până la CMA pentru soluri agricole.
- amplasamentul stației de transformatoare din orașul Ceadîr-Lunga se caracterizează printr-o poluare extremă cu PCB. Astfel, pentru epicentrul de contaminare se recomandă excavarea volumului de sol și tratarea acestuia ex-situ sau on-situ prin metode termice sau chimice, realizate în instalații corespunzătoare, sau contractarea prestatorilor de servicii de acest gen. În cazul imposibilității realizării acestor lucrări – aplicarea metodelor fizice de etanșare sau inertizare, care vor izola solul extrem de toxic și vor acorda timp de găsire a resurselor financiare pentru o tratare mai temeinică. Pentru celelalte terenuri se pot realiza lucrări de implementare a biotehnologiilor in-situ.

Sigur că, recomandarea și implementarea oricărei tehnologii de decontaminare nu va oferi rezultatul scontat atât timp, cât nu este înlăturată sau izolată sursa de contaminare. În plus, indiferent de tehnologia de decontaminare aplicată se va atrage atenție sporită modului, și calității implementării, eficienței depoluării și, ulterior, monitorizării situației în timp.

Una din problemele de bază ale implementării tehnologiilor de remediere este lipsa unui mecanism concret de decontaminare, adoptat la nivel național, în corespundere cu legislația

internațională. Lipsa reglementărilor legislative și normative, a ghidurilor și instrucțiunilor de implementare, a mecanismelor procedurale și de finanțare, a responsabililor de planificare și executare a lucrărilor, precum și a instituțiilor control cu indicarea competențelor acestora constituie impedimentele de bază în realizarea proceselor de remediere [243].

Cercetările efectuate la nivel mondial în domeniul modelării scenariilor au permis elaborarea diferitor programe de simulare a proceselor de depoluare. Printre ele se regăsesc: RAAS (Remedial Action Assessement System) din SUA (raportul eficiență/cost), CARTS (Computer Aided Response Technologies Selector) din SUA (pertinența metodelor de decontaminare) și Sistemul de evaluare a tehnicilor disponibile pentru decontaminarea siturilor poluate din Germania (ierarhizarea metodelor de decontaminare pe bază de eficiență, durată, cost, impact asupra mediului, a populației și a muncitorilor etc.) [225].

4.6. Concluzii la capitolul 4

1. Rezultatele obţinute în procesul de estimare a riscului de poluare chimică cu POPs folosind metodologia modelelor conceptuale (pentru trei situri) şi metodologia indicilor de risc (pentru un sit) reflectă o viziune complexă asupra surselor primare şi secundare de poluare, nivelului de contaminare, receptorii ce pot fi afectaţi, căile de migrare a xenobioticilor etc. Aceste date oferă informaţii esenţiale pentru a stabili unele priorităţi ale autorităţilor publice centrale şi locale, precum şi ale altor organizații competente în planificarea activităţilor de remediere şi menţinere a sănătăţii mediului ambiant, adecvat valorii biologice de habituare, precum şi gestionării resurselor financiare necesare acestui scop.
2. Testele toxicologice asupra organismelor cercetate au relevat o varietate de influenţe exercitate de POPs. Aceste influenţe au variat de la efecte subtile şi dificil de detectat, până la afectarea coordonării mişcărilor, limitarea dezvoltării şi chiar efecte letale. Gravitatea efectelor este mai sesizabilă în cazul organismelor ce se află pe nivelele mai superioare ale lanţurilor trofice, fapt ce demonstrează capacitatea de biomagnificare a POPs.
3. Impactul POPs asupra dezvoltării şi activităţii organismelor, precum şi răspândirii lor, este influenţat de mai mulţi factori. Aceştia includ: structura şi proprietăţile poluanţilor, nivelul de poluare, particularităţile structurale şi funcţionale ale organismelor asupra cărora se exercită acţiunea, caracteristicile componentelor abiotice şi biotice ale mediului de viaţă etc.
4. Procesul de estimare a riscului de poluare chimică reprezintă o abordare complexă şi etapizată, implicând nu doar date obţinute în cadrul analizelor de teren şi laborator, ci şi o serie diversă de activităţi, de la planificare şi implementare până la monitorizare şi diseminare. Pentru realizarea cu succes a acestor etape, sunt necesare resurse semnificative, cum ar fi baze de

date şi sisteme informaţionale cuprinzătoare, personal specializat şi dotat cu echipamente adecvate. În acelaşi timp, este crucială implicarea şi colaborarea tuturor părţilor interesate din societate, subliniind importanţa deschiderii şi participării active a diverselor actori în procesul de evaluare şi gestionare a riscurilor de poluare.

5. Procesul de estimare a riscului de poluare chimică se recomandă de a fi efectuat înainte de a purcede la implementarea anumitor tehnologii de decontaminare a siturilor poluate. Această etapă a avut scopul de a identifica metodele de remediere şi/sau bioremediere cele mai eficiente şi minim invazive, atât pentru mediul ambiant, cât şi pentru organismele care trăiesc în acele zone supuse procesului de depoluare
6. Diversitatea şi cantitatea poluanţilor identificaţi în componentele de mediu determină multitudinea de metode de depoluare existente în prezent, precum şi a celor în curs de elaborare. Rentabilitatea aplicării acestora este funcţie de un număr mare de variabile specifice spectrului de poluare, caracteristicilor componentelor de mediu, executorilor cercetărilor şi implementării tehnologiilor de remediere, activităţilor de organizare, şi nu în ultimul rând, disponibilităţii resurselor financiare utilizate în acest scop. Totodată, în contextul dezvoltării durabile a mediului, preferinţă ar trebui de acordat acelor metodologii de decontaminare, care sunt nu doar eficiente, dar şi prietenoase mediului.
7. Procesul de elaborare a recomandărilor pentru remedierea siturilor poluate include etape cruciale premergătoare aplicării tehnologiei de remediere, cele ale implementării efective a tehnologiei de decontaminare, precum şi măsurile necesare post-implementare, asigurând astfel o abordare holistică şi eficientă în gestionarea poluării.
8. Analiza şi evaluarea celor mai frecvent utilizate metode de remediere, cu luarea în considerare a avantajelor şi dezavantajelor fiecărei metode, în contextul specific al xenobioticilor prezenţi, precum şi a caracteristicilor calitative şi cantitative ale poluanţilor permite o înţelegere aprofundată a dinamicii şi eficacităţii diferitelor tehnici de remediere în situaţii reale şi complexe;
9. În baza analizei detaliate, au fost identificate şi recomandate o serie de metode de remediere cost-eficiente, adaptabile la condiţiile specifice ale siturilor studiate. Aceste recomandări vizează nu doar eficienţa imediată în eliminarea poluanţilor, dar şi sustenabilitatea pe termen lung, reducerea impactului asupra mediului şi promovarea practicilor de decontaminare care sunt în armonie cu principiile dezvoltării durabile;
10. Astfel, a fost consolidată corectitudinea complexităţii gestionării POPs, oferind un cadru solid pentru alegerea şi implementarea celor mai adecvate şi eficiente tehnici de remediere, cu un accent puternic pe inovaţie, sustenabilitate şi adaptabilitate la condiţiile locale specifice.

CONCLUZII GENERALE ȘI RECOMANDĂRI

Concluzii generale:

1. Studiul efectuat a evidențiat importanța unei abordări integrate în gestionarea poluanților organici persistenți, subliniind necesitatea monitorizării nivelului de poluare a componentelor de mediu cu POPs și actualizării continue a reglementărilor naționale și internaționale, în conformitate cu noile descoperiri științifice și tehnologice (*capitolul I, pp. 28-36, pp. 44-46*). Deși, RM dispune de o strategie națională și un plan de implementare privind POPs, legislația actuală prezintă lacune semnificative în monitorizarea și gestionarea acestora, în special în ceea ce privește stabilirea limitelor maxime admisibile și aplicarea unor măsuri eficiente de control (*capitolul II, pp. 56-59*). Totodată, cooperarea internațională consolidată este esențială pentru reducerea impactului acestor poluanți asupra ecosistemelor și sănătății umane.
2. Analiza probelor de apă, sedimente și sol din regiunea de sud a RM a evidențiat prezența unor concentrații mari de POPs, în siturile lacul Beleu, Slobozia Mare și Ceadîr-Lunga (*capitolul III, pp. 66-78*). Studiul a demonstrat că poluanții organici persistenți afectează grav ecosistemele și sănătatea umană, prin bioacumulare, biomagnificare și toxicitate ridicată (*capitolul I, pp. 32-36*). Deși, cercetările au evidențiat o înțelegere avansată a efectelor anumitor poluanți, precum DDT și metaboliții săi, s-a remarcat un deficit de cunoștințe privind toxicitatea altor clase de POPs, inclusiv PCB și HAP, subliniind necesitatea unor studii toxicologice suplimentare și monitorizări continue.
3. Cercetările efectuate prin utilizarea modelelor conceptuale de estimare a riscului de poluare chimică și analiza indicilor de risc pentru amplasamentul depozitului de PCO din satul Slobozia Mare au demonstrat complexitatea interacțiunilor dintre POPs și mediul ambiant (*capitolul IV, pp. 79-94*). Impactul acestora asupra ecosistemelor a fost analizat prin teste experimentale pe bacterii, fungi, plante și nevertebrate, rezultatele indicând diverse efecte, de la alterări subtile la efecte letale (*capitolul IV, pp. 94-106*). Validitatea evaluărilor de risc a fost determinată de implementarea riguroasă a metodologiilor de colectare și analiză a datelor, ceea ce a permis o înțelegere aprofundată a nivelurilor de poluare și a mecanismelor de migrare a poluanților prin sol, apă și atmosferă (*capitolul II, pp. 48-56*).
4. Pe baza cercetărilor efectuate, au fost elaborate recomandări pentru remedierea poluării cu POPs în regiunea de sud a RM (*capitolul IV, pp. 107-116*). Selectarea tehnologiilor de remediere trebuie să fie adaptată gradului de poluare a fiecărui sector, fiind preferate metode termice și chimice pentru zonele cu contaminare ridicată și metode fizice și biochimice pentru cele cu poluare moderată. Studiul subliniază importanța unei abordări sustenabile, care să

minimizeze impactul ecologic al proceselor de decontaminare. De asemenea, evaluarea aprofundată a riscurilor înainte de implementarea tehnologiilor de remediere este esențială pentru asigurarea eficienței acțiunilor întreprinse (*capitolul IV, pp. 79-93*).

5. Diseminarea rezultatelor cercetării în cadrul manifestărilor științifice, publicațiilor, cursurilor universitare și programelor educaționale a demonstrat importanța educării și sensibilizării publicului cu privire la riscurile asociate POPs. Colaborarea eficientă între autorități, experți și comunități este esențială pentru implementarea unor strategii eficiente de prevenție și control al poluării chimice. Informarea populației și dezvoltarea inițiativelor de conștientizare contribuie la promovarea unor comportamente responsabile și la sprijinirea politicilor de mediu, facilitând gestionarea eficientă a POPs în RM.

Recomandări:

1. Având în vedere concentrațiile ridicate de poluanți organici persistenți identificate în sol, sedimente și apă în anumite regiuni din sudul RM, se recomandă realizarea unui inventar exhaustiv al surselor de poluare, inclusiv a celor neautorizate. Această acțiune trebuie urmată de elaborarea și implementarea unui Plan de măsuri pentru estimarea riscului de poluare chimică și reducerea acestuia. Identificarea și cartografierea surselor majore de poluare vor permite o intervenție eficientă și țintită pentru reducerea contaminării și limitarea migrației POPs în mediu.
2. Analiza legislativă a evidențiat lacune în reglementarea și controlul poluanților organici persistenți, în special în stabilirea limitelor maxime admisibile și aplicarea unor măsuri eficiente de decontaminare. Se recomandă elaborarea și adoptarea unui cadru legislativ îmbunătățit care să includă mecanisme clare pentru finanțarea lucrărilor de remediere a zonelor poluate. De asemenea, este necesară desemnarea unor instituții responsabile de planificarea și implementarea măsurilor de remediere, precum și de monitorizarea eficienței acestora, astfel încât să se asigure un proces sustenabil și eficient de reducere a poluării chimice.
3. Datorită riscului ridicat de biomagnificare a POPs și a impactului semnificativ asupra sănătății umane, se recomandă instituirea unui sistem de monitorizare permanentă a conținutului de poluanți organici persistenți în produsele agricole și alimentare comercializate populației, în special în produsele cu un conținut ridicat de grăsimi. Instituțiile abilitate trebuie să implementeze proceduri de control și analiză riguroasă pentru a preveni expunerea populației la acești poluanți și a reduce riscurile asociate consumului de alimente contaminate.
4. Întrucât efectele POPs asupra sănătății umane și ecosistemelor sunt complexe și de lungă durată, este esențială informarea și educarea publicului privind riscurile asociate acestor substanțe. Se

recomandă organizarea de campanii de conștientizare prin intermediul mass-media, precum și integrarea unor conținuturi curriculare în învățământul preuniversitar și universitar pentru a spori gradul de informare privind sursele de contaminare, efectele asupra organismelor și măsurile necesare pentru prevenirea expunerii la acțiunea POPs. Implicarea comunității și a autorităților locale în aceste inițiative poate contribui la îmbunătățirea percepției publice asupra importanței protejării mediului și sănătății.

BIBLIOGRAFIE

1. JACOB, J. A Review of the Accumulation and Distribution of Persistent Organic Pollutants in the Environment. *International Journal of Bioscience, Biochemistry and Bioinformatics*. 2013, vol. 3, nr. 6, pp. 657-661. ISSN 2010-3638. Disponibil: https://www.ijbbb.org/papers/297-A30001.pdf.
2. CURTEAN-BĂNĂDUC, A. *Impactul poluanţilor organici persistenţi asupra ecosistemelor acvatice continentale şi sănătăţii umane.* Sibiu: Editura Universității „Lucian Blaga” din Sibiu, 2016. 154 p. ISBN 978-606-12-1411-2.
3. The United Nations Economic Commission for Europe. Protocol on Persistent Organic Pollutants (POPs). The 1998 Aarhus Protocol on Persistent Organic Pollutants (POPs), ©2025 [citat 19.01.2025]. Disponibil: https://unece.org/environment-policy/air/protocol-persistent-organic-pollutants-pops.
4. SPĂTARU, P., SPÎNU, O., SPATARU, T., POVAR, I. Analiza surselor de contaminare a mediului ambiant cu pesticide organice halogenate. *Akademos.* 2017, 1(44), pg. 42-47. ISSN 1857-0461. Disponibil: http://www.akademos.asm.md/files/42_47_Analiza%20surselor%20de%20contaminare%20a%20mediului%20ambiant%20cu%20pesticide%20organice%20halogenate.pdf.
5. The 12 initial POPs under the Stockholm Convention, ©2025 [citat 19.01.2025]. Disponibil: https://chm.pops.int/theconvention/thepops/the12initialpops/tabid/296/default.aspx.
6. TZANETOU, E.N., KARASALI, H. A Comprehensive Review of Organochlorine Pesticide Monitoring in Agricultural Soils: The Silent Threat of a Conventional Agricultural Past. *Agriculture*. 2022, 12, 728. ISSN 2077-0472. DOI: https://doi.org/10.3390/agriculture12050728.
7. MALISCH, R., FÜRST, P., ŠEBKOVÁ, K. *Persistent Organic Pollutants in Human Milk*. Springer. 2023, 683 p. ISBN 978-3-031-34085-7. Disponibil: https://doi.org/10.1007/978-3-031-34087-1.
8. LI, L., CHEN, C., LI, D., BREIVIK, K. et al. What do we know about the production and release of persistent organic pollutants in the global environment? *Environmental Science: Advances*. 2023, vol. 2, pp. 55-68. eISSN 2754-7000. DOI: http://dx.doi.org/10.1039/D2VA00145D.
9. PASCU, R.V. *Managementul deşeurilor.* Sibiu: Editura Universității „Lucian Blaga" din Sibiu, 2009. 404 p. ISBN 978-973-739-717-1. Disponibil: https://ro.scribd.com/document/381940664/PASCU-RV-Managementul-deseurilor-2009-pdf.
10. SUBOTIN, Iu., STURZA, R., DRUŢĂ, R., MACARI, A. și al. Capitolul II. Analiza riscurilor de contaminare a materiilor prime şi produselor alimentare de-a lungul lanţului alimentar cu poluanţi tehnogeni. In: *Analiza riscurilor asociate alimentației în Republica Moldova*. Chișinău: 2023, pp. 39-141. ISBN 978-9975-45-982-2. Disponibil: https://ibn.idsi.md/sites/default/files/imag_file/26_10_Monografie_colectiva_2023_vol_1.pdf.
11. POTAPOWICZ, J., LAMBROPOULOU, D., NANNOU, C., KOZIOŁ, K. et al. Occurrences, sources, and transport of organochlorine pesticides in the aquatic environment of Antarctica. *Science of The Total Environment*. 2020, vol. 735, 139475. ISSN 0048-9697. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139475.
12. LUARTE, T., GÓMEZ-ABURTO, V.A., POBLETE-CASTRO, I., CASTRO-NALLAR, E. et al. Levels of persistent organic pollutants (POPs) in the Antarctic atmosphere over time (1980 to 2021) and estimation of their atmospheric half-lives. *Atmospheric Chemistry and Physics*. 2023, 23(14), 8103–8118. eISSN 1680-7324. DOI: https://doi.org/10.5194/acp-23-8103-2023.

13. SÎRCU, R., ZAVTONI, M. și PÎNZARU, Iu. Prevenirea bolilor netransmisibile asociate cu poluarea organismului uman cu poluanți organici persistenți. *Sănătate publică, economie și management în medicină.* 2016, 3, pp. 51-54. [citat: 19.01.2025]. Disponibil: http://public-health.md/CM3_67_2016cf.pdf#page=48.
14. National Institutes of Health. National Library of Medicine. *Database PubChem.* [citat 19.01.2025]. Disponibil: https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/.
15. MARTYNIUK, C.J., MEHINTO, A.C., DENSLOW, N.D. Organochlorine pesticides: Agrochemicals with potent endocrine-disrupting properties in fish. *Molecular and Cellular Endocrinology*. 2020, vol. 507, 110764. ISSN 0303-7207. DOI: https://doi.org/10.1016/j.mce.2020.110764.
16. *Moldova - Persistent Organic Pollutants (POPS) Stockpiles Management and Destruction Project (English).* Washington, D.C.: World Bank Group. 2011. [citat 19.01.2025]. Disponibil: https://documents1.worldbank.org/curated/en/145481468054252006/pdf/ICR19450P0900300disclosed0100190110.pdf.
17. PLEŞCA, V., BARBĂRASĂ, I., CUPCEA, L., MARDUHAEVA, L. Poluanţii organici persistenţi în Republica Moldova probleme, abordări, soluții, realizări. *Mediul Ambiant.* 2008, nr. 5 (41), pp. 16-19. ISSN 1810-9551.
18. TODIRAŞ, V., CORCIMARU, S., PRISACARI, S., LUNGU, A. Efectul nanoparticulelor în baza fierului asupra procesului de creștere a plantelor de soia în solul poluat cu poluanți organici persistenți. In: *Ştiinţa în Nordul Republicii Moldova: realizări, probleme, perspective.* Ediția 7, 19-20 mai 2023, Bălți: CEP „Bons Offices" SRL, 2023, pp. 270-274. ISBN 978-9975-81-128-6. Disponibil: https://ibn.idsi.md/sites/default/files/imag_file/270-274_15.pdf.
19. CORCIMARU, S., BALAN (BATÎR), L., SLANINA, V., TĂNASE, A. și al. Influența nanoparticulelor pe bază de fier asupra ratei de supraviețuire și activității microorganismelor cu potențial bioremediator în condițiile solului contaminat cu POPs. *Buletinul Academiei de Ştiinţe a Moldovei. Ştiinţele vieţii.* 2020, nr. 1(340), pp. 151-161. ISSN 1857-064X. Disponibil: https://ibn.idsi.md/sites/default/files/imag_file/20.%20pag.%20151-161.pdf.
20. RASTIMEŞINA, I., POSTOLAKY, O., JOSAN (VORONA), V., BOGDEVICH, O. Microbiological characteristics of long-term contaminated soil with organochlorine pesticides. *Scientific Bulletin. Series F. Biotechnologies*. 2021, vol. 25, nr. 2, pp. 109-114. ISSN 2285-1364. Disponibil: https://ibn.idsi.md/sites/default/files/imag_file/109-114_28.pdf.
21. DUCA, GH., BOGDEVICH, O., CADOCINICOV, O., PORUBIN, D. The Pollution Spectrum of Old Pesticides Storages in Moldova. *Chemistry Journal of Moldova.* 2010, vol. 5, 2, pp. 41-46. ISSN 1857-1727. Disponibil: http://cjm.ichem.md/sites/default/files/article_files/Duca,%20Bogdevich.pdf.
22. Ministerul Ecologiei, Construcţiilor şi Dezvoltării Teritoriului. *Inventarul naţional al poluanţilor organici persistenţi al Republicii Moldova* efectuat în cadrul Proiectului Băncii Mondiale/ Facilităţii Globale pe Mediu: „Activităţile de promovare a implementării Convenţiei Stocholm privind poluanţii organici persistenţi în Republica Moldova". Chișinău, 2003. 82 p. Disponibil: https://www.yumpu.com/ro/document/view/6822680/inventarul-national-al-poluantilor-organici-.
23. IVANOVA, A. Conținutul unor pesticide organoclorurate în Abramis Brama L. (Cyprinidae) din Fluviul Nistru. *Buletinul Academiei de Ştiinţe a Moldovei. Ştiinţele vieţii.* 2020, nr. 3(342), pp. 136-142. ISSN 1857-064X. Disponibil: https://ibn.idsi.md/sites/default/files/imag_file/136-142_20.pdf.

24. Legea Parlamentului Republicii Moldova pentru aprobarea Strategiei naționale de dezvoltare „Moldova Europeană 2030” nr. 315 din 17.11.2022. În: *Monitorul Oficial al Republicii Moldova*, 2022, nr. 409-410, art. 758. Disponibil: https://www.legis.md/cautare/getResults?doc_id=134582&lang=ro.
25. Hotărârea Guvernului Republicii Moldova pentru aprobarea Strategiei Naţionale cu privire la reducerea şi eliminarea poluanţilor organici persistenţi şi Planului Naţional de implementare a Convenţiei de la Stockholm privind poluanţii organici persistenţi nr. 1155 din 20.10.2004. În: *Monitorul Oficial al Republicii Moldova*, 2004. nr. 193-198, art. 1347. Disponibil: https://www.legis.md/cautare/getResults?doc_id=27330&lang=ro.
26. BOGDEVICH, O., ENE, A., NICOARA, I., CADOCHNIKOV, O. et al. Soil contamination and risks for human health in Low Danube Region. In: *Environmental Challenges in the Black Sea Basin: Impact on Human Health*, 23-26 septembrie, 2020, Galaţi, România, p. 19. ISBN 978-606-17-1691-3.
27. **NICOLAU, E.** Evaluarea concentraţiei substanţelor PAH şi POP în sedimentele din lacul Beleu. In: *Tendințe contemporane ale dezvoltării științei: viziuni ale tinerilor cercetători.* Chișinău: Universitatea Academiei de Ştiinţe a Moldovei, ed. 5, vol. 2, 15 martie 2016, pp. 95-100. Disponibil: https://ibn.idsi.md/sites/default/files/imag_file/95-100_1.pdf.
28. *Catalogul standardelor naţionale ale Republicii Moldova:* [în 2 vol.] / Inst. Naţ. de Standardizare (INS). – Publicaţie oficială. – Chişinău, 2014, 797 *p.* ISBN 978-9975-9526-5-1. Disponibil: http://amac.md/Biblioteca/data/18/books/Moldova/Catalog/vol2.pdf.
29. DUCA, GH., LUPAȘCU, T., **NICOLAU, E.**, CULIGHIN, E. *Chimia ecologică și a mediului.* Chișinău: US „Dimitrie Cantemir”, Tipogr. „Biotehdesign”, 2018. 250 p. ISBN 978-9975-108-51-5.
30. JÄNTSCHI, L. *Microbiologie, toxicologie și studii fitosanitare.* Cluj-Napoca: Editura AcademicDirect, 2005. 75 p. ISBN 973-86211-8-6. Disponibil: http://lori.academicdirect.org/books/pdf/2005_mtsf.pdf.
31. BODRUG, N. *Intoxicaţii acute şi cronice cu pesticide - compuși fosfororganici, clororganici și mercurorganici.* În: Medicina muncii și boli profesionale (notă de curs). Chișinău: CEP Medicina, 2023. 111 p. ISBN 978-9975-82-336-4. Disponibil: https://library.usmf.md/sites/default/files/2023-11/Medicina%20muncii%20si%20boli%20profesionale.pdf.
32. PREDA, M., DUMITRU, M., LĂCĂTUȘU, R., MOTELICĂ D. *Poluanţi organici persistenţi în solurile urbane.* Bucureşti: Editura Estfalia, 2010. 143 p. ISBN 978-973-7681-81-2.
33. Pagina Companiei Sigma-Aldrich. KGaA, © 2025 Merck [citat 19.01.2025]. Disponibil: https://www.sigmaaldrich.com/MD/en.
34. CIORNEI, C., PLEȘCA, B.I., LUPAȘTEAN, D. Aspecte privind aplicarea pesticidelor în silvicultura din România. *Bucovina Forestieră.* 2023, 23(2), pp. 151-167. ISSN 1582-0769. Disponibil: https://bucovina-forestiera.ro/index.php/bf/article/view/341/317.
35. PÎNZARU, IU., COREȚCHI, R., TONU, T., SÎRCU, R. Pericole chimice asociate cu gestionarea produselor de uz fitosanitar. *Arta Medica*. 2020, nr. 4(77), pp. 34-37. ISSN 1810-1852. DOI: https://doi.org/10.5281/zenodo.4173721.
36. JONES, K.C., BURNETT, V., DUARTE-DAVIDSON R., WATERHOUSE K.S. PCBs in the Environment. *Chemistry in Britain.* 1991, vol. 27, pp. 435-438. ISSN 0009-3106.
37. CAO, X., LU, R., XU, Q., ZHENG, X. Distinct biomagnification of chlorinated persistent organic pollutants in adjacent aquatic and terrestrial food webs. Environmental Pollution. 2023, vol. 317, 120841. ISSN 0269-7491. DOI: https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120841.
38. GRABOWSKA, I. Polychlorinated Biphenyls (PCBs) in Poland: Occurrence, Determination and Degradation. *Polish Journal of Environmental Studies*. 2010, 19(1), pp 7-13. eISSN 2083-5906. Disponibil:

https://www.pjoes.com/pdf-88350-22208?filename=Polychlorinated%20Biphenyls.pdf.
39. Platforma ChemicalBook © 2023 ChemicalBook [citat 19.01.2025]. Disponibil: https://www.chemicalbook.com/.
40. BOER, J., DIJK, R., ABALOS, M., ABAD, E. Persistent organic pollutants in air from Asia, Africa, Latin America, and the Pacific. *Chemosphere*. 2023, volume 324, 138271. ISSN 0045-6535. DOI: https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.138271.
41. FIEDLER, H., ABAD, E., DE BOER, J. Preliminary trends over ten years of persistent organic pollutants in air - Comparison of two sets of data in the same countries. *Chemosphere*. 2023, vol. 324, 138299. ISSN 0045-6535. DOI: https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.138299.
42. DALY, G. L., WANIA, F. Organic contaminants in mountains. *Environmental science and technology*. 2005, nr. 39(2), pp. 385-398. ISSN 0013-936X. DOI: https://doi.org/10.1021/es048859u.
43. WANIA F., MACKAY D. Peer Reviewed: Tracking the Distribution of Persistent Organic Pollutants. *Environmental Science and Technology*. 1996, nr. 30, pp. 390A-396A. ISSN 0013-936X. Disponibil: https://pubs.acs.org/doi/10.1021/es962399q.
44. ASHESH, A., SINGH, S., DEVI, N.L., YADAV, I.C. Organochlorine pesticides in multi-environmental matrices of India: A comprehensive review on characteristics, occurrence, and analytical methods. *Microchemical Journal*. 2022, vol. 177, 107306. ISSN 0026-265X. DOI: https://doi.org/10.1016/j.microc.2022.107306.
45. LI, Y.F., HAO, S., MA, W.L., YANG, P.F. et al. Persistent organic pollutants in global surface soils: Distributions and fractionations. *Environmental Science and Ecotechnology*. 2024, vol. 18, 100311. ISSN 2666-4984. DOI: https://doi.org/10.1016/j.ese.2023.100311.
46. HO, Q.T., FRANTZEN, S., NILSEN, B.M., NØSTBAKKEN, O.J. et al. Congener-specific accumulation of persistent organic pollutants in marine fish from the Northeast Atlantic Ocean. *Journal of Hazardous Materials*. 2023, vol. 457, 131758. ISSN 0304-3894. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.131758.
47. DUCA, GH., REZNIK, A., BATÎR, D. Methodological aspects of the pesticides' chemical transformation study in water. *Cellulose chemistry and technology*. 1996, vol. 30, nr. 5-6, pp. 523-536.
48. BARBĂ, N., ZADOROJNÂI, A. *Chimia pesticidelor. Curs special*. Chișinău: Ed. USM, 2001. 148 p.
49. УЛАХОВИЧ, Н.А. *Химия в экологии: Учебное пособие.* Казань: Казанский (Приволжский) федеральный университет, 2013. 58 с. Disponibil: https://core.ac.uk/download/pdf/197367825.pdf.
50. CHUN, S.C., MUTHU, M., HASAN, N., TASNEEM, S. et al. Mycoremediation of PCBs by Pleurotus ostreatus: Possibilities and prospects. *Applied Sciences*. 2019, vol. 9, nr. 19, 4185. eISSN 2076-3417. Disponibil: https://www.mdpi.com/2076-3417/9/19/4185.
51. KIM, S., PICARDAL, F.W. A novel bacterium that utilizes monochlorobiphenyls and 4-chlorobenzoate as growth substrates. *FEMS Microbiology Letters*. 2000, vol. 185, Issue 2, pp. 225–229. ISSN 0378-1097. Disponibil: https://doi.org/10.1111/j.1574-6968.2000.tb09066.x.
52. FIELD, J.A., SIERRA-ALVAREZ, R. Microbial transformation and degradation of polychlorinated biphenyls. *Environmental Pollution*. 2008, vol. 155, Issue 1, pp. 1-12. ISSN 0269-7491. Disponibil: https://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.10.016.
53. ILORI, M., ROBINSON, G., ADEBUSOYE, S. Degradation and mineralization of 2-chloro-,3-chloro-and 4-chlorobiphenylby a newly characterized natural bacterial strain isolated froman electrical transformer fluid-contaminated soil. *Journal of Environmental Sciences*. 2008, vol. 20, nr. 10, pp. 1250-1257. ISSN 1001-0742. Disponibil: https://doi.org/10.1016/S1001-0742(08)62217-2.

54. ABRAMOWICZ, D. Aerobic and anaerobic PCB biodegradation in the environment. *Environmental health perspectives.* 1995, vol. 103, Issue 5, pp. 97-99. ISSN 0091-6765. Disponibil: https://ehp.niehs.nih.gov/doi/epdf/10.1289/ehp.95103s497.
55. ELANGOVAN, S., PANDIAN, S.B.S., GEETHA, S.J., JOSHI S.J. Polychlorinated Biphenyls (PCBs): Environmental Fate, Challenges and Bioremediation. In: *Arora, P. (eds) Microbial Metabolism of Xenobiotic Compounds. Microorganisms for Sustainability*, vol 10. Springer. Singapore, 2019. pp. 165-188. ISBN978-981-13-7462-3. Disponibil: https://doi.org/10.1007/978-981-13-7462-3_8.
56. KASAI, Y., SHINDO, K., HARAYAMA, S., MISAWA N. Molecular characterization and substrate preference of a polycyclic aromatic hydrocarbon dioxygenase from Cycloclasticus sp. Strain A5. *Applied and Environmental Microbiology.* 2003, vol. 69, Issue 11, pp. 6688-6697. ISSN 0099-2240. Disponibil: https://journals.asm.org/doi/10.1128/aem.69.11.6688-6697.2003.
57. REZEK, J., MACEK, T., MACKOVA, M., TRISKA, J. Plant metabolites of polychlorinated biphenyls in hairy root culture of black nightshade Solanum nigrum SNC-9O. *Chemosphere.* 2007, vol. 69, Issue 8, pp. 1221-1227. ISSN 0045-6535. Disponibil: https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.05.090.
58. BUCKMAN, A., WONG, CH., CHOW, E., BROWN, S. et al. Biotransformation of polychlorinated biphenyls (PCBs) and bioformation of hydroxylated PCBs in fish. *Aquatic Toxicology.* 2006, vol. 78, Issue 2, pp. 176-185. ISSN 0166-445X. Disponibil: https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2006.02.033.
59. XIANG, Y., XING, Z., LIU, J., QIN, W. et al. Recent advances in the biodegradation of polychlorinated biphenyls. *World Journal of Microbiology and Biotechnology.* 2020, vol. 36, 145. ISSN 0959-3993. Disponibil: https://doi.org/10.1007/s11274-020-02922-2.
60. PASSATORE, L., ROSSETTI, S., JUWARKAR A.A., MASSACCI, A. Phytoremediation and bioremediation of polychlorinated biphenyls (PCBs): State of knowledge and research perspectives. *Journal of Hazardous Materials.* 2014, vol. 278, pp. 189-202. ISSN 0304-3894. Disponibil: https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.05.051.
61. OHTSUBO, Y., KUDO, T., TSUDA, M., NAGATA Y. Strategies for bioremediation of polychlorinated biphenyls. *Applied Microbiology and Biotechnology.* 2004, vol. 65, pp. 250-258. ISSN 0175-7598. Disponibil: https://doi.org/10.1007/s00253-004-1654-y.
62. VASILYEVA, G., STRIJAKOVA, E. Bioremediation of soils and sediments contaminated by polychlorinated biphenyls. *Microbiology.* 2007, vol. 76(6), pp. 725-741. ISSN 0026-2617. Disponibil: https://www.researchgate.net/publication/225219283_Bioremediation_of_soils_and_sediments_contaminated_by_polychlorinated_biphenyls.
63. GHOSAL, D., GHOSH, S., DUTTA, T. K., AHN, Y. Current State of Knowledge in Microbial Degradation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs): A Review. *Frontiers in Microbiology.* 2016, vol. 7, 1369. ISSN 1664-302X. Disponibil: https://doi.org/10.3389/fmicb.2016.01369.
64. MANCIULEA, I., DUMITRESCU L. *Poluanți organici persistenți. Introducere* [citat: 03 02 2024]. http://moodle.toxoer.com/pluginfile.php/3555/mod_page/content/1/POPs_Introducere_RO.pdf.
65. CURTEAN-BĂNĂDUC, A., LYCHE, J.L., VIDAR, B., BURCEA, A. și al. *Evaluarea şi monitorizarea poluanţilor organici persistenţi în ecosistemele de tip lotic: ghid metodologic*. Sibiu: Editura Universităţii „Lucian Blaga" din Sibiu, 2016. 117 p. ISBN 978-606-12-1413-6.

66. ANAND, A., TANEJA, A. Organochlorine pesticides residue in placenta and their influence on anthropometric measures of infants. *Environmental Research*. 2020, vol. 182, 109106. ISSN 0013-9351. DOI: https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.109106.
67. PLĂMĂDEALĂ, V. Sursele principale de poluare a aerului atmosferic în municipiul Chișinău. *Meridian Ingineresc*, 2015, nr. 3(58), pp. 89-98. ISSN 1683-853X. Disponibil: https://ibn.idsi.md/sites/default/files/imag_file/89_98_%20Sursele%20principale%20de%20poluare%20a%20aerului%20atmosferic%20in%20municipiul%20Chisinau.pdf.
68. ZHU, M., YUAN, Y., YIN, H., GUO, Z. et al. Environmental contamination and human exposure of polychlorinated biphenyls (PCBs) in China: A review. *Science of The Total Environment*. 2022, vol. 805, 150270. ISSN 0048-9697. Disponibil: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150270.
69. LĂCĂTUȘU, R., LĂCĂTUȘU, A.-R., VRÎNCEANU, A., LUNGU, M. și al. Evoluţia însuşirilor chimice ale solului aluvial de la Tomeşti (jud. Iaşi) aflat sub deponia de nămol de epurare a apelor uzate din municipiul Iaşi. În: *Cercetarea şi gestionarea resurselor de sol: Materialele conferinţei ştiinţifice cu participare Internaţională a Societăţii Naţionale a Moldovei de Ştiinţa Solului, 8-9 septembrie 2017*. Chişinău: SNMŞS, 2017, pp. 54-64. ISBN 978-9975-71-931-5.
70. LIPOVAN, S., CHEPTEA, D., RUSSU-DELEU, R., CEBANU, S. Studiul pericolelor pentru sănătatea ocupațională în rândul lucrătorilor din industrie. *Arta Medica*. 2022, nr. 4(85), pp. 19-24. ISSN 1810-1852. DOI: https://doi.org/10.5281/zenodo.7328426.
71. GLADCHI, V. Poluarea atmosferei și participarea poluanților în procesele ecochimice din aer. *Studia Universitatis Moldaviae (Seria Ştiinţe Reale şi ale Naturii)*. 2020, nr. 1(131), pp. 16-23. ISSN 1814-3237. DOI: https://doi.org/10.5281/zenodo.3953789.
72. BOGDEVICH, O., ENE, A., CADOCHNIKOV, O., CULIGHIN, E. et al. *Study of POPs polluted sites in Lower Prut region of Republic of Moldova.* In: Environmental Challenges in Lower Danube Euroregion, 25-26 iunie, 2015, Galaţi, România, pp. 13-14. ISBN 9786061707454. Disponibil: https://ibn.idsi.md/sites/default/files/imag_file/13-14_16.pdf.
73. IVANOVA, A. *Poluanții organici persistenți în ecosistemele acvatice ale Republicii Moldova*: tz. de doct. în științe biologice. Chișinău, 2022. 148 p.
74. CULIGHIN, E. Organochlorine pesticides residues in soil of Soroca District, Republic of Moldova. *Chemistry Journal of Moldova.* 2020, 15(1), pp. 41-50. ISSN 1857-1727. Disponibil: http://cjm.ichem.md/sites/default/files/article_files/ChemJMold_10.19261cjm.2020.672-Culighin.pdf.
75. UKRAINSKIY, V., DENGA, YU., KOVALYSHYNA, S., IVANOVA, A. et al. Organochlorine pesticides in water and bottom sediments of the Dniester River ecosystem. In: *Environmental Toxicants in Freshwater and Marine Ecosystems in the Black Sea Basin: BSB27-MONITOX*, 8-11 septembrie, 2020, Kavala, Greece, pp. 26-28. CZU: 574:556.53(478). Disponibil: https://ibn.idsi.md/sites/default/files/imag_file/26-28_25.pdf.
76. *Environmental Impact Assessment And Environmental Management Plan (2005).* Ministry of Ecology and Natural Resources of the Republic of Moldova, GEF PAD Grant for Preparation of Sustainable Persistent Organic Pollutants (POPs) Stockpiles Management Project. 2005, 149 p. Disponibil: https://documents1.worldbank.org/curated/en/776521468110354885/pdf/E11980v20EiaReporfinal070105.pdf.
77. DUCA, GH., ISAC, A., BARBARASA, I. Persistent organic pollutants state in the Republic of Moldova. *Environmental Engineering and Management Journal (EEMJ).* 2004, vol. 3, nr. 3, pp. 373-378. ISSN 1582-9596. DOI: https://doi.org/10.30638/eemj.2004.032.
78. DUCA, G., BARBARASA, I. Persistent Organic Pollutants (Pops) in the Republic of Moldova: Problems and Solutions. In: *Mehmetli, E., Koumanova, B. (eds) The Fate of*

Persistent Organic Pollutants in the Environment. NATO Science for Peace and Security Series. Springer, Dordrecht, 2008, pp. 13-20. ISBN 978-1-4020-6642-9. Disponibil: https://doi.org/10.1007/978-1-4020-6642-9_2.

79. STRATULAT, T., VOLNEANSCHI, A., ZAVTONI, M., COVRIC, A. și al. Estimarea conţinutului pesticidelor organoclorurate în produsele alimentare şi laptele matern în condiţiile Republicii Moldova. *Noosfera. Revista ştiinţifică de educaţie, spiritualitate şi cultură ecologică*, 2016, nr. 17, pp. 170-176. ISSN 1857-3517. Disponibil: https://ibn.idsi.md/sites/default/files/imag_file/170-176_3.pdf.
80. *Prevenirea poluării organismului uman cu poluanți organici persistenți (ghid practic)*, Centrul Național de sănătate publică, Chișinău, 2011, 18 p.
81. SMITH, D. Worldwide trends in DDT levels in human breast milk. *International Journal of Epidemiology*. 1999, vol. 28, Issue 2, pp. 179-188. ISSN 0300-5771. Disponibil: https://doi.org/10.1093/ije/28.2.179.
82. EDU, A., BĂRBUȚĂ, V., GÎRLĂ, J. *Impactul poluanților organici persistenți asupra organismelor vii și a mediului înconjurăto*r. In: Instruire prin cercetare pentru o societate prosperă. Tânărul cercetător. E. 9, 19-20.03.2022. Chișinău, UST, ed. 9, vol. 3, pp. 115-118. ISBN 978-9975-76-389-9. Disponibil: https://ibn.idsi.md/sites/default/files/imag_file/p-115-118_1.pdf.
83. VOLNEANSCHI A., ROMANCIUC P. Evaluarea igienică a conţinutului pesticidelor organoclorurate în laptele mamar. In: *Lucrările Congresului al III-lea al igieniștilor, microbiologilor, epidemiologilor și parazitologilor din Republica Moldova*. 1992, Chișinău, pp. 68-70.
84. SPĂTARU, P., SPÎNU, O., SPATARU, T., POVAR, I. Starea de depozitare și metodele de remediere a mediului ambiant contaminat cu Poluanți Organici Persistenți. *Akademos*. 2017, nr. 2(45), pp. 52-57. ISSN 1857-0461. Disponibil: http://www.akademos.asm.md/files/Akademos_2__2017_web_compressed.pdf.
85. DUCA, GH., STURZA, R., SIREŢANU, L. Estimation of Organic Pesticide Residues in Wines of Moldova. *Clean - Soil, Air, Water*. 2012, vol. 40, pp. 661-666. ISSN1863-0650. Disponibil: https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/clen.201100081.
86. ZAVTONI M, SÎRCU R, VOLNEANSCHI A, MIGALATIEV R. Estimarea igienică a utilizării pesticidelor care afectează sistemul endocrine. *Arta Medica*. 2020, nr. 4(77), pp. 68-70. ISSN 1810-1852. Disponibil: https://ibn.idsi.md/sites/default/files/j_nr_file/Arta%20Medica_4_77_2020.pdf.
87. ZAVTONI, M., SÎRCU, R., OPOPOL, N., PÎNZARU. IU. Estimarea igienică a gradului de contaminare a produselor alimentare cu pesticide organoclorurate și a riscului asociat consumului lor. *Sănătate Publică, Economie şi Management în Medicină*. 2019, nr. 4(82), pp. 235-239. ISSN 1729-8687. Disponibil: https://ibn.idsi.md/sites/default/files/imag_file/235-239_10.pdf.
88. JESZENSZKY, F., CSISZÉR, A., MOGOŞ ANTONESCU, D., ROZSNYAI, F.F. și al. Substanţe biocide şi importanţa lor ca factori de risc în securitatea alimentaţiei. *Revista de Igienă şi Sănătate Publică.* 2008, vol. 58 (2), pp. 67-73. ISSN 1221-2520.
89. PLOSCUȚANU, G. Reziduuri de pesticide în fructe și legume proaspete. *Perspectivele și Problemele Integrării în Spațiul European al Cercetării și Educației, vol. XI, 6 iunie 2024, Cahul*. Cahul: Tipografia „CentroGrafic" SRL, Cahul, 2024, vol. 11, pp. 334-339. ISSN 2587-3571. Disponibil: https://ibn.idsi.md/sites/default/files/imag_file/334-339_5.pdf.
90. AHMADI, S., KHAZAEI, S., MEHRI, F. The concentration of pesticide residues in vegetables: A systematic review and meta-analyses. Journal of Agriculture and Food Research. 2024, vol. 15, 101027. ISSN 2666-1543. Disponibil: https://doi.org/10.1016/j.jafr.2024.101027.

91. GLIGA, O. Conținutul reziduurilor de pesticide organoclorurate în componentele mediului ambiant. *Intellectus*. 2015, nr. 2, pp. 103-112. ISSN 1810-7079. Disponibil: https://ibn.idsi.md/sites/default/files/imag_file/Continutul%20reziduurilor%20de%20pesticide%20organoclorurate%20in%20componentele%20mediului%20ambiant.pdf
92. MATEI, M. *Contribuții la evaluarea transferului unor poluanți din nutrețuri în laptele de vacă:* tz. de doct. în științe inginerești. Iași, 2023. 221 p.
93. SIRAJ, J., MEKONEN, S., ASTATKIE, H., GURE, A. Organochlorine pesticide residues in tea and their potential risks to consumers in Ethiopia. *Heliyon*. 2021, vol. 7, Issue 7, e07667. ISSN 2405-8440. Disponibil: https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2021.e07667.
94. CHANDRA, R., SHARPANABHARATHI, N., PRUSTY, B.A.K., AZEEZ P.A. et al. Organochlorine pesticide residues in plants and their possible ecotoxicological and agri food impacts. *Scientific Reports.* 2021, 11, 17841. ISSN 2045-2322. Disponibil: https://doi.org/10.1038/s41598-021-97286-4.
95. CHIŢESCU, C. L., ENE, A., GEANA, E.-I., VASILE, A. M. et al. Emerging and Persistent Pollutants in the Aquatic Ecosystems of the Lower Danube Basin and North West Black Sea Region - A Review. *Applied Sciences*. 2021, 11(20), 9721. ISSN: 2076-3417. Disponibil: https://doi.org/10.3390/app11209721.
96. IVANOVA, A., WIBERG, K., AHRENS, L., ZUBCOV, E. et al. Spatial distribution of legacy pesticides in river sediment from the Republic of Moldova. *Chemosphere.* 2021, vol. 279, 130923. ISSN 0045-6535. Disponibil: https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130923.
97. HELOU, K., HARMOUCHE-KARAKI, M., KARAKE, S., NARBONNE J.-F. A review of organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in Lebanon: Environmental and human contaminants. *Chemosphere.* 2019, vol. 231, pp. 357-368. ISSN 0045-6535. Disponibil: https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.05.109.
98. OLISAH, C., OKOH, O.O., OKOH, A.I. Occurrence of organochlorine pesticide residues in biological and environmental matrices in Africa: A two-decade review. *Heliyon.* 2020, vol. 6, Issue 3, e03518. ISSN 2405-8440. Disponibil: https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e03518.
99. KESWANI, C., DILNASHIN, H., BIRLA, H. ROY, P. et al. Global footprints of organochlorine pesticides: a pan-global survey. *Environmental Geochemistry and Health.* 2022, vol. 44, pp. 149-177. ISSN 1573-2983. Disponibil: https://doi.org/10.1007/s10653-021-00946-7.
100. PATTNAIK, M., PANY, B.K., JENA, D., PAL, A.K., et al. Effect of Organochlorine Pesticides on Living Organisms and Environment. *Chemical Science Review and Letters.* 2020, 9 (35), pp. 682-686. ISSN 2278-6783. Disponibil: https://chesci.com/wp-content/uploads/2020/09/10_CS2051063_p682-686.pdf.
101. ZUBCOV, E., ENE, A. (Eds.). *Ghid metodologic ecotoxicologic de monitorizare a mediului: problematică, tehnici de laborator și investigarea riscului asupra sănătății*. Chișinău: Î.S.F.E.-P. „Tipografia Centrală", 2021. 112 p. ISBN 978-9975-157-79-7. ISBN 978-9975-128-28-5. Disponibil: https://ibn.idsi.md/sites/default/files/imag_file/Ghid%20metodologic%20ecotoxicologic%202021_0.pdf.
102. СТРАТУЛАТ, Т., СЫРКУ, Р., ВОЛНЯНСКИ, А., ЗАВТОНИ, М. и др. Результаты мониторинга содержания ДДТ и ПХБ в продуктах питания и грудном молоке проведенного в Республике Молдова в 2008-2010 гг. *Noosfera.* 2013, nr. 8, pp. 178-182. ISSN 1857-3517. Disponibil: https://ibn.idsi.md/ro/vizualizare_articol/33434.
103. DEERING, K., SPIEGEL, E., QUAISSER, CH., NOWAK, D. et al. Exposure assessment of toxic metals and organochlorine pesticides among employees of a natural history museum. *Environmental Research*. 2020, vol. 184, 109271. ISSN 0013-9351. Disponibil:

https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109271.
104. KAFAEI, R., ARFAEINIA, H., SAVARI, A., MAHMOODI, M. et al. Organochlorine pesticides contamination in agricultural soils of southern Iran. *Chemosphere*. 2020, vol. 240, 124983. ISSN 0045-6535. DOI: https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.124983.
105. KHUMAN, S.N., VINOD, P.G., BHARAT, G., KUMAR, Y.S.M. et al. Spatial distribution and compositional profiles of organochlorine pesticides in the surface soil from the agricultural, coastal and backwater transects along the south-west coast of India. *Chemosphere*. 2020, vol. 254, 126699. ISSN 0045-6535. DOI: https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126699.
106. TĂRÎŢĂ, A. Impactul pesticidelor organoclorurate ajunse în sol cu peste 25 de ani în urmă în funcție de modul lor de utilizare. In: *Integrare prin cercetare și inovare: Ştiinţe ale naturii și exacte*, 9-10 noiembrie 2023, Chișinău. Chișinău, Republica Moldova: CEP USM, 2023, pp. 292-301. ISBN 978-9975-62-690-3. Disponibil: https://ibn.idsi.md/sites/default/files/imag_file/292-301_3.pdf.
107. BOGDEVICI, O., CADOCINICOV, O., IZMAILOVA, D., GRIGORAŞ, M. Evaluarea poluării cu PCB a solurilor de obiecte energetice. *Buletinul Institutului de Geologie și Seismologie al AŞM*. 2010, nr. 2, pp. 34-41. ISSN 1857-0046. Disponibil: https://ibn.idsi.md/ro/vizualizare_articol/11301.
108. SAPOZHNIKOVA, Y., ZUBCOV, E., ZUBCOV, N., SCHLENK, D. Occurrence of Pesticides, Polychlorinated Biphenyls (PCBs), and Heavy Metals in Sediments From the Dniester River, Moldova. *Archives of Environmental Contamination Toxicology*. 2005, vol. 49, pp. 439-448. ISSN 0090-4341. Disponibil: https://doi.org/10.1007/s00244-005-8011-8.
109. MATEI M., ZAHARIA R., PETRESCU S.I., RADU-RUSU C. et al. Persistent Organic Pollutants (POPs): A Review Focused on Occurrence and Incidence in Animal Feed and Cow Milk. *Agriculture.* 2023, 13(4), 873. ISSN 2077-0472. Disponibil: https://doi.org/10.3390/agriculture13040873.
110. SAKTRAKULKLA, P., LAN, T., HUA, J., MAREK, R.F. et al. Polychlorinated biphenyls in food. *Environmental Science & Technology*. 2020, vol. 54, Issue 18, 11443-11452. ISSN 0013-936X. Disponibil: https://doi.org/10.1021/acs.est.0c03632.
111. QIU, H. Migration mechanism of organic pollutants in national waterbody sediments. *Journal of Geopgraphy and Geology*. 2011, vol. 3, nr. 1, pp. 239-246. ISSN 1916-9779. Disponibil: https://ccsenet.org/journal/index.php/jgg/article/view/11997.
112. ХАКИМОВ Ф.И., ДЕЕВА Н.Ф, ИЛЬИНА А.А. Загрязнение полихлорированными бифенилами почв города Серпухова. *Почвоведение*. 2003, № 4, с. 493-498. ISSN 0032-180X.
113. ПЛЕСКАЧЕВСКАЯ Г.А., БОБОВНИКОВА Ц.И. Гигиеническая оценка загрязнения хлорированными бифенилами окружающей среды в Серпухове. *Гигиена и санитария.* 1992, № 7-8, с. 16-19. ISSN 0016-9900.
114. STRINCONE, M., PELLEGRINI, E. POPs: una nuova sfida per l'Italia. *La chimica e l'industria (online)*. 2023, anno VII, nr. 3, pp. 25-26. ISSN 2283-544X. Disponibil: http://dx.medra.org/10.17374/CI.2023.105.3.22.
115. BALMER J.E., HUNG H., YU Y., LETCHER R.J. et al. Sources and environmental fate of pyrogenic polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the Arctic. *Emerging Contaminants.* 2019, vol. 5, pp. 128-142. ISSN 2405-6650. Disponibil: https://doi.org/10.1016/j.emcon.2019.04.002.
116. BOGDEVICH, O., ENE, A., CADOCHNIKOV, O., **NICOLAU, E**. et al. The study of PAHs and BTEX pollution spectrum of petrol contaminated site: distribution pattern and risk assessment. In: *Environmental Challenges in the Black Sea Basin: Impact on Human Health*, 23-26 septembrie 2020, Galaţi. Cluj-Napoca, România: Universitatea „Dunarea de Jos", Galați, 2020, pp. 12-13. ISBN 978-606-17-1691-3. Disponibil:

https://ibn.idsi.md/sites/default/files/imag_file/12-13_15.pdf.
117. ZUBCOV, E., BAGRIN, N., ZUBCOV, N., JURMINSKAIA, O. et al. Calitatea apei în râurile mici și unele izvoare din bazinul râului Răut. In: *Starea ecosistemelor acvatice transfrontaliere ale Republicii Moldova, Ed. 1, 14 noiembrie 2024, Chişinău*. Chişinău: CEP USM, 2024, Ed. 1, pp. 30-61. ISBN 978-9975-62-810-5. Disponibil: https://ibn.idsi.md/sites/default/files/imag_file/p-30-61.pdf.
118. CHEN, W., ZENG, F., LIU, W., BU, J. et al. Organochlorine Pesticides in Karst Soil: Levels, Distribution, and Source Diagnosis. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 2021, 18(21), 11589. ISSN 1660-4601. DOI: https://doi.org/10.3390/ijerph182111589.
119. *Some non-heterocyclic polycyclic aromatic hydrocarbons and some related exposures.* IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. Lyon: WHO, IARC, 2005. Vol. 92, 868 p. ISSN 1017-1606. Disponibil: https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK321712/.
120. PAWEŁCZYK, A. Assessment of health risk associated with persistent organic pollutants in water. *Environmental Monitoring and Assessment.* 2013, vol. 185, pp. 497-508. eISSN 1573-2959. Disponibil: https://doi.org/10.1007/s10661-012-2570-8.
121. *Toxicological Profiles.* Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), © 2025 [citat 28.01.2025]. Disponibil: https://www.atsdr.cdc.gov/toxicological-profiles/about/?CDC_AAref_Val=https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiledocs/index.html.
122. PÎNZARU, I., COREȚCHI, R. Perturbatorii endocrini o problemă de sănătate publică subestimată în Republica Moldova. *Arta Medica.* 2022, vol. nr. 4(85), pp. 37-39. ISSN 1810-1852. Disponibil: https://doi.org/10.5281/zenodo.7328572.
123. DUCA, GH., BOGDEVICH, O., **NICOLAU, E.** Persistent organochlorine pesticides and their impact on human health. In: *Ecological and environmental chemistry-2022*, Ed. 7, 3-4 martie 2022, Chișinău: CEP USM, 2022, pp. 194-195. ISBN 978-9975-159-07-4. Disponibil: https://ibn.idsi.md/sites/default/files/imag_file/p-194-195_0.pdf.
124. QI, S.Y., XU, X.L., MA, W.Z., DENG, S.L. et al. Effects of Organochlorine Pesticide Residues in Maternal Body on Infants. *Frontiers in Endocrinology*. 2022, vol. 13, 890307. ISSN 1664-2392. Disponibil: https://www.frontiersin.org/journals/endocrinology/articles/10.3389/fendo.2022.890307.
125. NAGAR, N., SAXENA, H., PATHAK, A., MISHRA, A. A review on structural mechanisms of protein-persistent organic pollutant (POP) interactions. *Chemosphere.* 2023, vol. 332, 138877. ISSN 0045-6535. Disponibil: https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.138877.
126. REINA-PÉREZ, I., ARTACHO-CORDÓN F., MUSTIELES V., CASTELLANO-CASTILLO, D. et al. Cross-sectional associations of persistent organic pollutants measured in adipose tissue and metabolic syndrome in clinically diagnosed middle-aged adults. *Environmental Research.* 2023, vol. 222, 115350. ISSN 0013-9351. Disponibil: https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.115350.
127. SINGH, Z., KAUR, J., KAUR, R., HUNDAL, S.S. Toxic Effects of Organochlorine Pesticides: A Review. *American Journal of BioScience. Special Issue: Recent Trends in Experimental Toxicology.* 2016, vol. 4 (3-1), pp. 11-18. ISSN 2330-0159. Disponibil: https://doi.org/10.11648/j.ajbio.s.2016040301.13.
128. JAYARAJ, R., MEGHA, P., SREEDEV P. Organochlorine pesticides, their toxic effects on living organisms and their fate in the environment. *Interdisciplinary Toxicology.* 2016, vol. 9, Issue 3-4, pp. 90-100. eISSN 1337-9569. Disponibil: https://doi.org/10.1515/intox-2016-0012.
129. STÎNCĂ, C., PÎNZARU. IU., MANCEVA, T. Percepțiile despre intoxicațiile acute neprofesionale exogene cu pesticide în Republica Moldova. *Sănătate Publică, Economie şi*

Management în Medicină. 2019, nr. 4(82), pp. 219-223. ISSN 1729-8687. Disponibil: https://repository.usmf.md/bitstream/20.500.12710/9422/3/PERCEPTIILE_DESPRE_INTOXICATIILE_ACUTE.pdf.
130. XU, T., MIAO, J., CHEN, Y., YIN, D. et al. The long-term environmental risks from the aging of organochlorine pesticide lindane. *Environment International*. 2020, vol. 141, 105778. eISSN 0160-4120. Disponibil la: https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105778.
131. DARDIOTIS, E., ALOIZOU, A.M., SAKALAKIS, E., SIOKAS, V. Organochlorine pesticide levels in Greek patients with Parkinson's disease. *Toxicology Reports*. 2020, vol. 7, pp. 596-601. ISSN 2214-7500. DOI: https://doi.org/10.1016/j.toxrep.2020.03.011.
132. GOUTMAN, S.A., BOSS, J., JANG, D., MUKHERJEE, B. et al. Environmental risk scores of persistent organic pollutants associate with higher ALS risk and shorter survival in a new Michigan case/control cohort. *Journal of Neurology, Neurosurgery & Psychiatry*. 2024, 95, pp. 241-248. ISSN 0022-3050. Disponibil: https://jnnp.bmj.com/content/jnnp/95/3/241.full.pdf.
133. BEBÎH, V., BERNIC, V. Substanțele chimice ca factori de risc profesionali pentru diabetul zaharat de tip 2. *Arta Medica*. 2020, 4(77), pp. 107-109. ISSN 1810-1852. Disponibil: https://zenodo.org/records/4175411.
134. TYAGI, S., SIDDARTH, M., MISHRA, B. K., BANERJEE, B. D. et al. High levels of organochlorine pesticides in drinking water as a risk factor for type 2 diabetes: A study in north India. *Environmental Pollution*. 2021, vol. 271, 116287. ISSN 0269-7491. DOI: https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116287.
135. MANCEVA, T., PÎNZARU, Iu. Intoxicaţiile acute neprofesionale cu pesticide în Republica Moldova, în perioada 2011–2015. *Sănătate Publică, Economie şi Management în Medicină*. 2016, 6(70), pp. 47-49. ISSN 1729-8687.
136. BUÑAY, J., KOSSAI, M., DAMON-SOUBEYRANT, C., DE HAZE, A. et al. Persistent organic pollutants promote aggressiveness in prostate cancer. *Oncogene*. 2023, 42, pp. 2854-2867. ISSN 1476-5594. DOI: https://doi.org/10.1038/s41388-023-02788-2.
137. NAGHDI, S., SHAHRESTANI, M.M., ZENDEHBAD, M., DJAHANIANI, H. et al. Recent advances in application of metal-organic frameworks (MOFs) as adsorbent and catalyst in removal of persistent organic pollutants (POPs). *Journal of Hazardous Materials*. 2023, vol. 442, 130127. ISSN 0304-3894. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.130127.
138. ROKNI, L., REZAEI, M., RAFIEIZONOOZ, M., KHANKHAJEH, E. Effect of Persistent Organic Pollutants on Human Health in South Korea: A Review of the Reported Diseases. *Sustainability*. 2023, 15, 10851. ISSN: 2071-1050. DOI: https://doi.org/10.3390/su151410851.
139. BOBOESCU N.T., SEICHEA E., CÎNDA L., ȘCHEAU, A. et al. Pesticides and their adverse effects on the environment and human health. *Biostudent.* 2020, vol. 3(1), pp. 13-34. ISSN 2668-4721. Disponibil: https://cbg.uvt.ro/wp-content/uploads/2021/10/Pesticides-and-their-adverse-effects-on-the-environment-and-human-healthBIOSTUDENT-June2020-Boboescu-13_34_FINAL.pdf.
140. LEE, S.H., RA, J.S., CHOI, J.W., YIM, B.-J. et al. Human health risks associated with dietary exposure to persistent organic pollutants (POPs) in river water in Korea. *Science of The Total Environment.* 2014, vol. 470–471, pp. 1362-1369. ISSN 0048-9697. Disponibil: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.08.030.
141. CHEPTĂNARU, C. *Chimie organică: [pentru uzul studenţilor]*. Chișinău: USMF „Nicolae Testemiţanu", Tipogr. „Print Caro", 2019. 448 p. ISBN 978-9975-56-708-4.
142. GRIMM, F., KLAREN, W., LI, X., LEHMLER H.J. ET AL. Cardiovascular Effects of Polychlorinated Biphenyls and Their Major Metabolites. *Environmental Health Perspectives*. 2020, vol. 128, Issue 7, 077008. ISSN 0091-6765. Disponibil: https://ehp.niehs.nih.gov/doi/epdf/10.1289/EHP7030.

143. MONTANO, L., PIRONTI, C., PINTO, G., RICCIARDI, M. et al. Polychlorinated Biphenyls (PCBs) in the Environment: Occupational and Exposure Events, Effects on Human Health and Fertility. *Toxics*. 2022, vol. 10(7), 365. ISSN 2305-6304. Disponibil: https://doi.org/10.3390/toxics10070365.
144. DJORDJEVIC, A.B., ANTONIJEVIC, E., CURCIC, M., MILOVANOVIC, V. et al. Endocrine-disrupting mechanisms of polychlorinated biphenyls. *Current Opinion in Toxicology*. 2020, vol. 19, pp. 42-49. ISSN 2468-2020. Disponibil: https://doi.org/10.1016/j.cotox.2019.10.006.
145. PESSAH, I.N., LEIN, P.J., SEEGAL, R.F. SAGIV, S.K. Neurotoxicity of polychlorinated biphenyls and related organohalogens. *Acta Neuropathologica*. 2019, vol. 138, pp. 363-387. eISSN 1432-0533. Disponibil: https://doi.org/10.1007/s00401-019-01978-1.
146. GUMOVSKAYA, Y.P., GUMOVSKIY, A.N., DONETS, M.M., ELKHOURY, J.A., et al. Comparison of POP Accumulation Between Human Organs, Tissues, and Organ Systems with Focus on Sex-Related Differences: First Investigations in Russia. In: *Tsygankov, V. (eds) Persistent Organic Pollutants in the Ecosystems of the North Pacific. Earth and Environmental Sciences Library*. Springer, Cham. 2023, pp. 323-329. ISBN978-3-031-44895-9. DOI: https://doi.org/10.1007/978-3-031-44896-6_16.
147. ROSTAMI, I., JUHASZ, A.L. Assessment of Persistent Organic Pollutant (POP) Bioavailability and Bioaccessibility for Human Health Exposure Assessment: A Critical Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. 2011, 41(7), pp. 623-656. ISSN 1064-3389. DOI: https://doi.org/10.1080/10643380903044178.
148. DAMSTRA, T. Potential Effects of Certain Persistent Organic Pollutants and Endocrine Disrupting Chemicals on the Health of Children. *Journal of Toxicology: Clinical Toxicology*. 2002, 40(4), pp. 457–465. ISSN 1556-3650. DOI: https://doi.org/10.1081/CLT-120006748.
149. VIERU, D., VUDU, S. Disruptorii endocrini și sarcina. *Sănătate Publică, Economie şi Management în Medicină*. 2024, nr. 5(102), pp. 133-139. ISSN 1729-8687. DOI: https://doi.org/10.52556/2587-3873.2024.5(102).20.
150. ABOU-ARAB, A.A.K., ABOU-DONIA, M.A.M., EL-DARS, F.M.S.E., ALI, O.I.M. et al. Detection of polycyclic aromatic hydrocarbons levels in Egyptian meat and milk after heat treatment by gas chromatography-mass spectrometry. *International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences*. 2014, vol. 3(7), pp. 294-305. ISSN 2319-7706. Disponibil: https://www.ijcmas.com/vol-3-7/Abou-Arab2,%20et%20al.pdf.
151. ȚURCANU, D. Compușii biologic activi a fructelor de Sambucus Nigra. In: *Conferința tehnico-științifică a studenților, masteranzilor şi doctoranzilor, 5-7 aprilie 2023*. Chișinău: „Tehnica-UTM”, 2023, vol. 2, pp. 213-217. ISBN 978-9975-45-956-3. Disponibil: https://ibn.idsi.md/sites/default/files/imag_file/213-217_27.pdf.
152. VIJAYA BHASKAR REDDY A., MONIRUZZAMAN M., AMINABHAVI T.M. Polychlorinated biphenyls (PCBs) in the environment: Recent updates on sampling, pretreatment, cleanup technologies and their analysis. *Chemical Engineering Journal*. 2019, vol. 358, pp. 1186-1207. ISSN 1385-8947. Disponibil: https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.09.205.
153. GAVRILESCU, M. *Estimarea şi managementul riscului.* Iași: Ecozone, Ed. a 3-a, 2008. 233 p. ISBN 978-973-7645-55-5.
154. DUCA, GH., SCURLATOV, IU., MISITI, A., MACOVEANU, M. și al. *Chimie ecologică*. Chișinău: CE USM, Ed. a 2-a, revăz., 2003. 304 p. ISBN 9975-70-255-4.
155. MUHAMMED, H.A., YAHAYA, A., ABDULLAHI, S.S., JAGABA, A.H. et al. Mitigating water contamination by controlling anthropogenic activities of organochlorine pesticides (OCPs) for surface water quality assurance. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*. 2023, vol. 8, 100474. ISSN 2666-0164. DOI: https://doi.org/10.1016/j.cscee.2023.100474.

156. WITCZAK A, POHORYŁO A, ABDEL-GAWAD H. Endocrine-Disrupting Organochlorine Pesticides in Human Breast Milk: Changes during Lactation. *Nutrients*. 2021, 13(1), 229. ISSN 2072-6643. DOI: https://doi.org/10.3390/nu13010229.
157. YAO, S., HUANG, J., ZHOU, H., CAO, C. et al. Distribution and Health Risk Assessment of Organochlorine Pesticides in Agricultural Soils from the Pearl River Delta of China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 2022, 19, 13171. ISSN 1660-4601. DOI: https://doi.org/10.3390/ijerph192013171.
158. *EPA Region 10, Supplemental Ecological Risk Assessment Guidance for Superfund, EPA 910-R-97-005.* Office of Environmental Assessment Risk Evaluation Unit. Environmental Protection Agency, Seattle, WA. Region X, 1997, 86 p. [citat 19.01.2025]. Disponibil: https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi?Dockey=P1009AL7.PDF.
159. *Risk Assessment Guidance for Superfund. Volume II. Environmental Evaluation Manual. Interim Final (EPA/540/1-89/001).* Office of Emergency and Remedial Response. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, 1989, 127 p. [citat 19.01.2025]. Disponibil: https://semspub.epa.gov/work/05/200931.pdf.
160. *Ecological Risk Assessment Guidance for Superfund: Process for Designing and Conducting Ecological Risk Assessments. Interim Final.* U.S. Environmental Protection Agency Response Team, 1997, 239 p. [citat 19.01.2025]. Disponibil: https://semspub.epa.gov/work/HQ/157941.pdf.
161. FRANTZEN, K. *Risk-Based Analysis for Environmental Managers*. Boca Raton: Lewis Publishers, 2001. 256 p. ISBN 978-1-4200-3290-1.
162. *Guidance for Developing Ecological Soil Screening Levels*. U.S. Environmental Protection Agency, 2024 [citat 19.01.2025]. Disponibil: https://www.epa.gov/chemical-research/guidance-developing-ecological-soil-screening-levels.
163. BLEAM, W.F. Chapter 10. Risk Assessment. In: *Soil and Environmental Chemistry*, Ed.: William F. Bleam, Academic Press, 2012, pp. 409-447. ISBN 9780124157972. DOI: https://doi.org/10.1016/B978-0-12-415797-2.00010-8.
164. SPARLING, D.W. Chapter 13. Chemical Stressors and Ecological Risk. In: *Ecotoxicology Essentials*, Ed.: Donald W. Sparling, Academic Press, 2016, pp. 391-415. ISBN 9780128019474. DOI: https://doi.org/10.1016/B978-0-12-801947-4.00013-5.
165. KHAN, F.I., ABBASI, S.A. Techniques and methodologies for risk analysis in chemical process industries. *Journal of Loss Prevention in the Process Industries*. 1998, vol. 11, Issue 4, pp. 261-277. ISSN 0950-4230. DOI: https://doi.org/10.1016/S0950-4230(97)00051-X.
166. AB RAHIM, M.S., RENIERS, G., YANG, M., BAJPAI, S. Risk assessment methods for process safety, process security and resilience in the chemical process industry: A thorough literature review. *Journal of Loss Prevention in the Process Industries*. 2024, vol. 88, 105274. ISSN 0950-4230. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jlp.2024.105274.
167. WU, R.S.S., CHAN, A.K.Y., RICHARDSON, B.J., AU, D.W.T. et al. Measuring and monitoring persistent organic pollutants in the context of risk assessment. *Marine Pollution Bulletin.* 2008, vol. 57, Issues 6–12, pp. 236-244. ISSN 0025-326X. Disponibil: https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2008.03.012.
168. Total Risk Integrated Methodology (TRIM) - TRIM.FaTE [online]. *U.S. Environmental Protection Agency,* 2024 [citat 19.01.2025]. Disponibil: https://www.epa.gov/fera/total-risk-integrated-methodology-trim-trimfate.
169. Air Quality Dispersion Modeling - Alternative Models [online]. *U.S. Environmental Protection Agency*, 2024 [citat 19.01.2025]. Disponibil: https://www.epa.gov/scram/air-quality-dispersion-modeling-alternative-models.
170. QSAR models [online]. *European Chemicals Agency*, [fără dată] [citat 19.01.2025]. Disponibil: https://echa.europa.eu/support/registration/how-to-avoid-unnecessary-testing-on-animals/qsar-models.

171. FLOREA, A. *Modelarea dispersiei poluanţilor atmosferici*. Petroşani: Universitas, 2020. 182 p. ISBN 978-973-741-692-6.
172. *Registrul de stat al actelor juridice*. Ministerul Justiției, ©2024 [citat 17.01.2025]. Disponibil: https://www.legis.md/.
173. Hotărârea Guvernului Republicii Moldova cu privire la aprobarea Strategiei de mediu pentru anii 2014-2023 şi a Planului de acţiuni pentru implementarea acesteia: nr. 301 din 24.04.2014. În: *Monitorul Oficial al Republicii Moldova*, 2014, nr. 104-109, 328. Disponibil: https://www.legis.md/cautare/getResults?doc_id=114539&lang=ro.
174. *Planul de gestionare al bazinului hidrografic Dunăre, Prut și Marea Neagră, Republica Moldova pentru ciclul al doilea de planificare (2022-2027)*. Programul finanțat de EUWI+, implementat de UNECE, OECD, 2020. 351 p. Disponibil: https://www.euwipluseast.eu/images/2020/11/PDF/Full-RBMP-DPBS_RO.pdf.
175. *Planul de gestionare al bazinului hidrografic Prut. Ciclul I, 2017 – 2022*. Chișinău: Institutul de Ecologie și Geografie al AȘM, 2016. Disponibil: https://ieg.md/sites/default/files/2021-06/Planul-Gestionare-Bazinul-Hidrografic-Prut-2017-2022-ro.pdf.
176. *Raport științific privind executarea proiectului de cercetări științifice aplicative (instituțional) pentru anii 2015 – 2019*. Institutul de Ecologie şi Geografie, Chișinău, 2019, 100 p. Disponibil: https://ieg.md/sites/default/files/2021-07/RAPORT-ANCD_2015-2019_6.pdf.
177. GÎRNEŢ, V. *Rezervația științifică Prutul de Jos*. Buletin informativ APM. Iași. 2010, nr. 2, 18 p.
178. ENE, A., DENGA, Y., BOGDEVICH, O., ZUBCOV, E. *Environmental sampling and analysis - Methodological guide*. Odessa: UkrSCES, Project MIS ETC 1676, 2015. 117 p.
179. KNOWLES, O., DAWSON, A. Current soil sampling methods - a review. In: *Farm environmental planning - Science, policy and practice*. Eds L. D. Currie and C. L. Christensen. Occasional Report No. 31. Massey University, Palmerston North, 2018. 11 p. Disponibil: https://flrc.massey.ac.nz/workshops/18/Manuscripts/Paper_Knowles_2018.pdf.
180. *Soil Sampling for Environmental Contaminants*. Vienna: IAEA, 2004. 81 p. Disponibil: https://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/te_1415_web.pdf.
181. BLAKLEY, N. *Guidance on Sampling and Data Analysis Methods*. Washington State Department of Ecology. 1995, 94-49, 220 p. Disponibil: https://apps.ecology.wa.gov/publications/documents/9449.pdf.
182. *SM SR EN ISO 6468:2007. Calitatea apei. Determinarea unor insecticide organoclorurate, bifenili polichlorurati si clorobenzeni*. Aprobat 22.03.2007. Chișinău: SSM, 2007. 37 p.
183. *SM SR ISO 10382:2012. Calitatea solului. Determinarea pesticidelor organoclorurate si a bifenililor policlorurati. Metoda gaz cromatografica cu detectie prin captura de electroni*. Aprobat 28.05.2012. Chișinău: INSM, 2012. 30 p. (înlocuit cu SM ISO 18475:2024).
184. *SM GOST R 51209:2006. Apă potabilă. Metoda de determinare a conţinutului de pesticide organoclorurate prin cromatografie gaz – lichid*. Aprobat 07.07.2006. Chișinău: SSM, 2006. 16 p. (anulat din 30.12.2022).
185. CIORNEA, V., IVANOVA, A., ZUBCOV, E., ENE, A. Cromatografia gazoasă cu detector de masă (GC-MS) pentru analize de mediu. În: *Tehnici analitice de înaltă performanță pentru monitorizarea substanțelor toxice din mediu. Ghid metodologic*. Ed. Ene A. Casa Cărții de Știință, Cluj-Napoca, 2021, pp. 142-155. ISBN 978-606-17-1848-1.
186. BOGDEVICH, O., ENE, A. Gas chromatography technique in environmental analyses. In: *Instrumental techniques for environmental investigations: methodological guide = Tehnici instrumentale pentru investigații de mediu: ghid metodologic.* Iași: Tehnopress, 2015, pp. 89-112. ISBN 978-606-687-233-1.
187. *SM ISO 18287:2006 Calitatea solului. Determinarea conţinutului de hidrocarburi aromatice policiclice (PAN). Metoda prin cromatografie în fază gazoasă cu detecţie prin spectrometrie*

de masă (GS-MS). Aprobat 11.06.2018. Chișinău: INSM, 2018. 26 p. (înlocuit cu SM ISO 18287:2018).
188. DUCA, GH., **NICOLAU, E**. *Chimia ecologică a apei. Standarde de calitate.* Chișinău: US „Dimitrie Cantemir", Tipogr. „Biotehdesign", 2018. 75 p. ISBN 978-9975-108-58-4.
189. DUCA, GH., GONȚA, M. *Controlul chimic al mediului*. Chișinău: CEP USM, 2007. 232 p. ISBN 978-9975-70-136-5.
190. *Organochlorine pesticides by Gas Chromatography*. EPA Method 8081B, 2007. 57 p. Disponibil: https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-12/documents/8081b.pdf.
191. *Polychlorinated biphenyls (PCBs) by Gas Chromatography*. EPA Method 8082A, 2007. 53 p. Disponibil: https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-12/documents/8082a.pdf.
192. *Organic extraction and sample preparation*. EPA Method 3500C, 2007. 19 p. Disponibil: https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-12/documents/3500c.pdf.
193. *Semivolatile organic compounds by Gas Chromatography*. EPA Method 8270E, 2018. 64 p. Disponibil: https://www.epa.gov/sites/default/files/2020-10/documents/method_8270e_update_vi_06-2018_0.pdf.
194. *A Federal Approach to Contaminated Sites.* Ottawa: CSMWG, 2000, 64 p. Disponibil: https://www.canada.ca/content/dam/eccc/migration/fcs-scf/B15E990A-C0A8-4780-9124-07650F3A68EA/fa-af-eng.pdf.
195. BOGDEVICH, O., ENE, A., CADOCHNIKOV, O., CULIGHIN, E. et al. The study of pops contaminated sites in Danube river basin of Republic Moldova for risk assessment and remediation actions. In: *Contaminated sites*, 12-13 septembrie, 2016, Bratislava, Slovacia, pp. 64-68. ISBN 978-80-89503-54-4. Disponibil: https://ibn.idsi.md/sites/default/files/imag_file/64-68_26.pdf.
196. *Assessment and Remediation of Contaminated Sediments (ARCS) Program. Risk Assessment and Modeling Overview Document.* Chicago: EPA 905-R93-007, 1993. 82 p. Disponibil: https://semspub.epa.gov/work/HQ/189664.pdf.
197. *Environmental Risk Assessment: Approaches, Experiences and Information Sources.* London: European Environmental Agency, 2020. Disponibil: http://www.eea.europa.eu/publications/GH-07-97-595-EN-C2/riskindex.html.
198. *Federal Contaminated Sites Action Plan (FCSAP). Aquatic sites classification system: detailed user guidance manual*. Canada: Environment and Climate Change Canada, 2021. 72 p. ISBN: 978-0-660-41129-3. Disponibil: https://publications.gc.ca/collections/collection_2022/eccc/En14-430-2021-eng.pdf.
199. ЗВЯГИНЦЕВ, Д.Г., АСЕЕВА, И.В., БАБЬЕВА, И.П., МИРЧИНК, Т.Г. *Методы почвенной микробиологии и биохимии.* Москва: Изд-во МГУ, 2-е изд., 1991. 302 с. ISBN 5-211-01675-0.
200. БАБЬЕВА, И.П., ЗЕНОВА, Г.М. *Биология почв.* Москва: Изд-во МГУ, 1989. 336 с. ISBN 5-211-00459-0.
201. FULGA, A. *Contribuții la studiul factorilor de risc ai neoplasmului faringo-esofagian în regiunea Dunării de Jos*: rezumatul tz. de doct. în domeniul Medicină. Galați, 2024. 72 p.
202. **NICOLAU, E**. Estimarea riscului de poluare chimică cu bifenili policlorurați a stației de transformatoare din orașul Ciadâr-Lunga. *Akademos*. 2024, nr. 2(73), pp. 58-64. ISSN 1857-0461. DOI: https://doi.org/10.52673/18570461.24.2-73.05.
203. RAFFA, C.M., CHIAMPO, F. Bioremediation of Agricultural Soils Polluted with Pesticides: A Review. *Bioengineering.* 2021, 8(7), 92. ISSN 2306-5354. Disponibil: https://www.mdpi.com/2306-5354/8/7/92.
204. *Hazard Ranking System. Guidance Manual.* Washington: EPA540-R-92-026, 1992, 533 p. Disponibil: https://semspub.epa.gov/work/HQ/100002484.pdf.

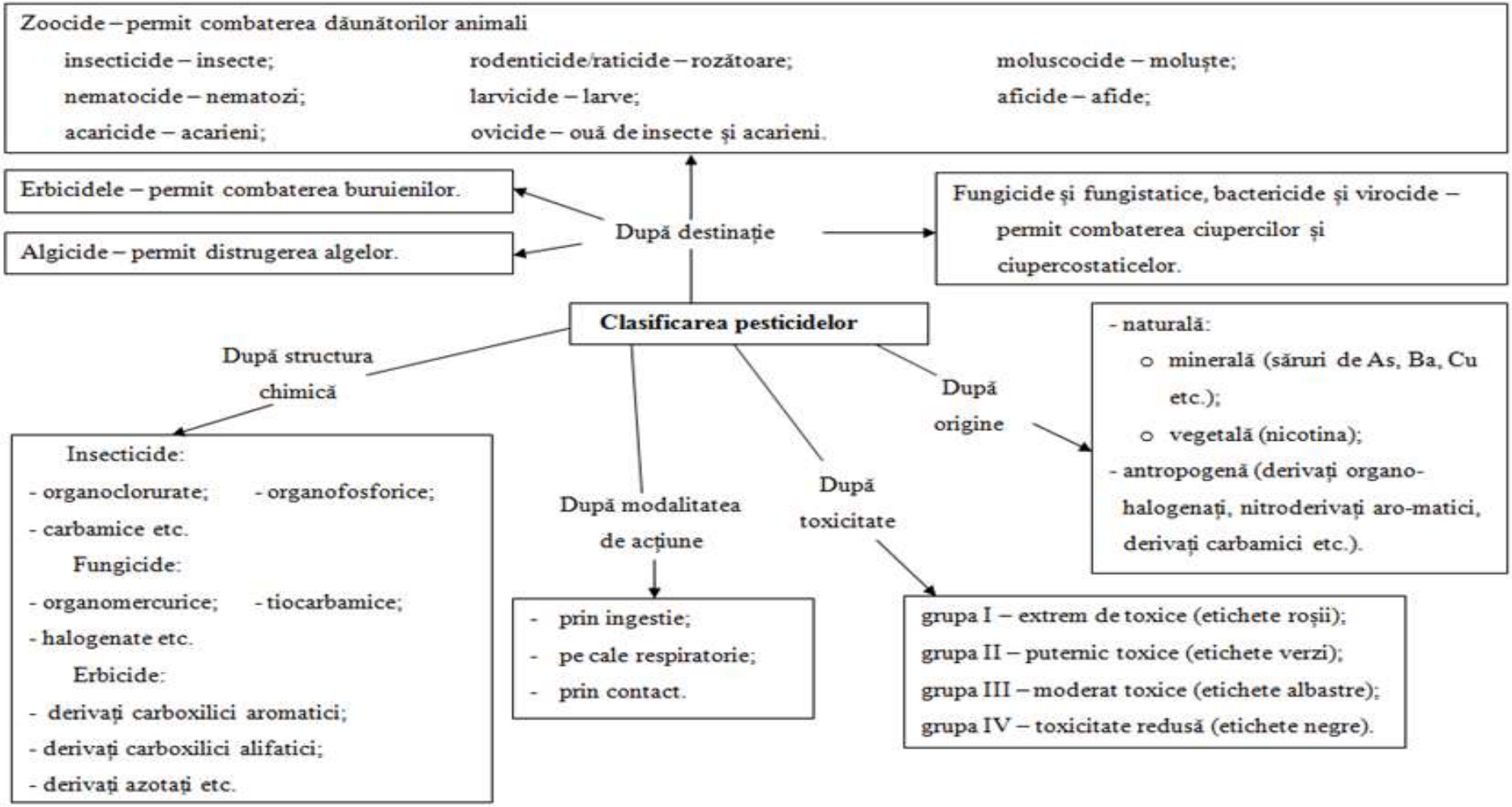
205. *National Classification System for Contaminated Sites: Guidance Document.* Winnipeg: Canadian Council of Ministry of the Environment, 2008, 81 p. ISBN 978-1-896997-80-3. Disponibil: https://www.ccme.ca/en/res/ncscs_guidance_e.pdf.
206. CAMACHO-JIMÉNEZ, L., GONZÁLEZ-RUIZ, R., YEPIZ-PLASCENCIA, G. Persistent organic pollutants (POPs) in marine crustaceans: Bioaccumulation, physiological and cellular responses. *Marine Environmental Research*. 2023, vol. 192, 106184. ISSN 0141-1136. DOI: https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2023.106184.
207. RUZZIN, J. Public health concern behind the exposure to persistent organic pollutants and the risk of metabolic diseases. *BMC Public Health*. 2012, 12, 298. ISSN 1471-2458. DOI: https://doi.org/10.1186/1471-2458-12-298.
208. VAGI, M.C., PETSAS, A.S. KOSTOPOULOU, M.N. Potential Effects of Persistent Organic Contaminants on Marine Biota: A Review on Recent Research. *Water*. 2021, 13, 2488. ISSN 2073-4441. DOI: https://doi.org/10.3390/w13182488.
209. ASHRAF, M.A. Persistent organic pollutants (POPs): a global issue, a global challenge. *Environmental Science and Pollution Research.* 2017, vol. 24, pp. 4223–4227 (2017). eISSN 1614-7499. DOI: https://doi.org/10.1007/s11356-015-5225-9.
210. ВОРОНЦОВ, В.В. Исследование влияния модельного загрязнения почвы пестицидами на дождевых червей в лабораторных условиях. *Фундаментальные исследования*. 2012, № 9, с. 26-32. ISSN 1812-7339. Disponibil: https://s.fundamental-research.ru/pdf/2012/9-1/5.pdf.
211. КРИВОЛУЦКИЙ, Д.А. *Почвенная фауна в экологическом контроле.* Москва: Наука, 1994. 270 с. ISBN 5-02-005728-2.
212. КАРТАШЕВ, А.Г., КОЗЛОВ, К.С., ГРЯЗНОВ, А.Г. Влияние нефтезагрязнений на выживаемость дождевых червей. *Сибирский экологический журнал.* 2006, № 5, с. 629-637. ISSN 0869-8619. Disponibil: https://www.sibran.ru/journals/issue.php?ID=120609&ARTICLE_ID=126472.
213. КАРТАШЕВ, А.Г., СМОЛИНА, Т.В. *Влияние нефтезагрязнений на почвенных беспозвоночных животных.* Томск: В-Спектр, 2011. 146 с. ISBN 978-5-91191-213-9.
214. POTTER, D.A., BUXTON, M.C., REDMOND, C.T., PATTERSON, C.G. et al. Toxicity of Pesticides to Earthworms (Oligochaeta: Lumbricidae) and Effect on Thatch Degradation in Kentucky Bluegrass Turf. *Journal of Economic Entomology*. 1990, vol. 83, Issue 6, pp. 2362-2369. ISSN 0022-0493. Disponibil: https://doi.org/10.1093/jee/83.6.2362.
215. STEPIĆ, S., HACKENBERGER, B.K., VELKI, M., HACKENBERGER, D.K. et al. Potentiation Effect of Metolachlor on Toxicity of Organochlorine and Organophosphate Insecticides in Earthworm Eisenia andrei. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 2013, vol. 91, pp. 55-61. ISSN 0007-4861. Disponibil: https://doi.org/10.1007/s00128-013-1000-0.
216. ЗУБКОВА, В.М., НАДЕЖКИНА, Е.В., ГАЛИЦКИЙ, Д.Ю., ДРЯБЖИНСКИЙ, О.Е. Биоиндикация почв города Москвы с помощью дождевых червей. *Аграрная наука.* 2019, 11-12, с. 81-86. ISSN 0869-8155. Disponibil: https://doi.org/10.32634/0869-8155-2019-333-10-81-85.
217. POPA, L.M., GODEANU STOICA, P. *Ce este ecologia?* Constanța: Ovidius University Press, 2023. 276 p. ISBN 978-606-060-082-4.
218. EGBE, C.C., OYETIBO, G.O., ILORI, M.O. Ecological impact of organochlorine pesticides consortium on autochthonous microbial community in agricultural soil. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2021, vol. 207, 111319. ISSN 0147-6513. DOI. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111319.
219. Raport științific anual 2022 privind implemetarea proiectului din cadrul Programului de Stat (2020-2023) cu titlul: *Studiul și gestionarea surselor de poluare pentru elaborarea recomandărilor de implementare a măsurilor de reducere a impactului negativ asupra*

mediului și sănătății populației. Cifrul proiectului: 20.80009.7007.20. Prioritatea Strategică III. Mediul și Schimbări climatice. Institutul de Chimie, Chișinău, 2022, 62 p. Disponibil: https://ichem.md/sites/default/files/2023-01/20.80009.7007.20_Povar_Igor_2022.pdf.
220. BOGDEVICH, O, RASTIMEŞINA, I, POSTOLAKY, O., CULIGHIN E. et al. Environmental frendly solutions for the remediation of POPs contaminated sites. In: *Advanced materials to reduce the impact of toxic chemicals on the environment and health.* 2023, p. 42. ISBN 978-9975-62-559-3. Disponibil: https://ibn.idsi.md/sites/default/files/imag_file/42_36.pdf.
221. SINGH, D.K. Biodegradation and bioremediation of pesticide in soil: concept, method and recent developments. *Indian journal of microbiology*. 2008, 48(1), pp. 35-40. ISSN 0046-8991. https://pmc.ncbi.nlm.nih.gov/articles/PMC3450205/.
222. GAVRILĂ, L. *Biotehnologii de depoluare și remediere a solului*, 2011, 30 p. [citat: 19.02.2025]. Disponibil: https://cadredidactice.ub.ro/gavrilalucian/files/2011/03/gavrila-biotehnologii-de-depoluare-si-remediere-a-solului.pdf.
223. HUSSAIN, S., SIDDIQUE, T., ARSHAD, M., SALEEM, M. Bioremediation and Phytoremediation of Pesticides: Recent Advances. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. 2009, vol. 39, Issue 10, pp. 843–907. ISSN 1064-3389. Disponibil: https://doi.org/10.1080/10643380801910090.
224. LIU, Z., REN, X., DUAN, X., SARMAH, A.K. et al. Remediation of environmentally persistent organic pollutants (POPs) by persulfates oxidation system (PS): A review. *Science of The Total Environment.* 2023, vol. 863, 160818. ISSN 0048-9697. Disponibil: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160818.
225. MICLE, V., NEAG, GH. *Procedee şi echipamente de depoluare a solurilor şi a apelor subterane*. Cluj-Napoca: Editura U. T. Press, 2009. 247 p. ISBN 978-973-662-447-6.
226. TABINDA, A.B., JAVED, R., YASAR, A., MAHMOOD, A. et al. Remediation of Persistent Organic Pollutants Using Advanced Techniques. In: Aftab, T. (eds) *Emerging Contaminants and Plants. Emerging Contaminants and Associated Treatment Technologies. Springer, Cham.* 2023, pp. 287–307. ISBN978-3-031-22268-9. Disponibil: https://doi.org/10.1007/978-3-031-22269-6_11.
227. AJIBOYE, T.O., KUVAREGA, A.T., ONWUDIWE, D.C. Recent Strategies for Environmental Remediation of Organochlorine Pesticides. *Applied Sciences.* 2020, 10 (18), 6286. ISSN 2076-3417. Disponibil: https://doi.org/10.3390/app10186286.
228. FARGHALI, R.A., SOBHI, M., GABER, S.E., IBRAHIM, H. et al. Adsorption of organochlorine pesticides on modified porous Al30/bentonite: Kinetic and thermodynamic studies. *Arabian Journal of Chemistry*. 2020, vol. 13, Issue 8, pp. 6730-6740. ISSN 1878-5352. DOI: https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2020.06.027.
229. BOLAN, S., PADHYE, L.P., MULLIGAN, C.N., ALONSO, E.R. Surfactant-enhanced mobilization of persistent organic pollutants: Potential for soil and sediment remediation and unintended consequences. Journal of Hazardous Materials. 2023, vol. 443(A), 130189. ISSN 0304-3894. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.130189.
230. SENNECA O., SCHERILLO F., NUNZIATA A. Thermal degradation of pesticides under oxidative conditions. *Journal of analytical and applied pyrolysis.* 2007, vol. 80(1), pp. 61-76. ISSN 0165-2370. Disponibil: https://doi.org/10.1016/j.jaap.2007.01.002.
231. BALÁZS, H.E., SCHMID, C.A.O., FEHER, I., PODAR, D., et al. HCH phytoremediation potential of native plant species from a contaminated urban site in Turda, Romania. *Journal of Environmental Management.* 2018, vol. 223, pp. 286-296. ISSN 0301-4797. Disponibil: https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.06.018.
232. WEI, Z., NIU, S., WEI, Y., LIU, Y. et al. The role of extracellular polymeric substances (EPS) in chemical-degradation of persistent organic pollutants in soil: A review. Science of The Total Environment. 2024, vol. 912, 168877. ISSN 0048-9697. DOI:

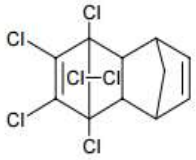
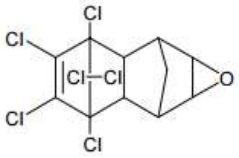
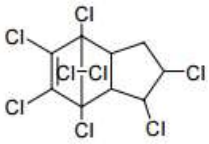
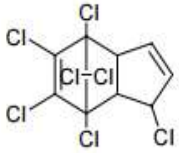
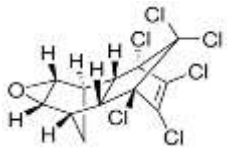
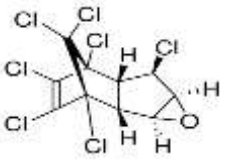
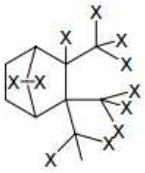
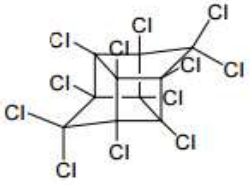
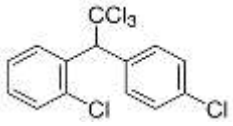
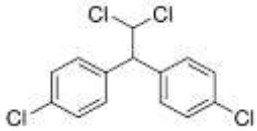
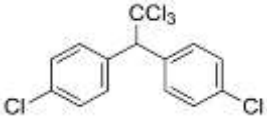
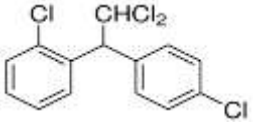
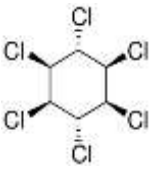
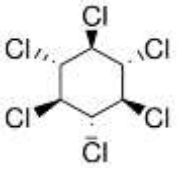
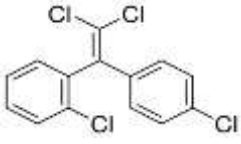
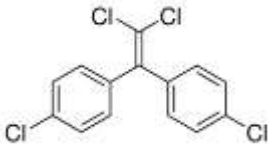
https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168877.
233. COTOMAN (VOINESCU), A. Acţiunea nanoparticulelor de Fe0 şi Fe_3O_4 asupra creşterii celulelor bacteriene Rhodococcus rhodochrous CNMN-Ac-05. In: *Viitorul ne aparţine, Ed. 10, 20 mai 2020, Chişinău*. Chişinău: Tipogr. "Biotehdesign", 2020, Ed. 10, p. 20. ISBN 978-9975-3389-4-3. https://ibn.idsi.md/sites/default/files/imag_file/20_8.pdf.
234. JOSAN (VORONA), V. Degradarea microbiană a poluanţilor organici persistenţi. In: *Tendințe contemporane ale dezvoltării științei: viziuni ale tinerilor cercetători, Ediția VI, 15 iunie 2017, Chișinău.* Chișinău, Republica Moldova: Universitatea Academiei de Ştiinţe a Moldovei, 2017, Ed. 6, vol. 1, pp. 269-273. Disponibil: https://ibn.idsi.md/sites/default/files/imag_file/269-273.pdf.
235. RASTIMEŞINA, I., POSTOLAKY, O., BOGDEVICH, O., JOSAN (VORONA), V. et al. Microbiological characteristic of soil for the bioremediation of POPs contaminated sites. In: *Ecological and environmental chemistry - 2022, Ed. 7, 3-4 martie 2022*, Chișinău: CEP USM, 2022, p. 178. ISBN 978-9975-159-07-4. Disponibil: https://ibn.idsi.md/sites/default/files/imag_file/p-178.pdf.
236. JUC, L., STRATULAT, T., BOUVET, Y., UNGUREANU, D. și al. Unele aspecte ale poluării solurilor cu pesticide organoclorurate. *Mediul Ambiant*. 2007, nr. 1(31), pp. 9-16. ISSN 1810-9551. Disponibil: https://ibn.idsi.md/sites/default/files/imag_file/Unele%20aspecte%20ale%20poluarii%20solurilor.pdf.
237. TARLA, D.N., ERICKSON, L.E., HETTIARACHCHI, G.M., AMADI, S.I. et al. Phytoremediation and Bioremediation of Pesticide-Contaminated Soil. *Applied Sciences*. 2020, 10(4), 1217. ISSN 2076-3417. Disponibil: https://doi.org/10.3390/app10041217.
238. LEKSHMI, S., LEKSHMI, A.A., ACHUTHAVARIER, D., CHANDRAN, S.S. Critical analysis of sustainable ways of removing insidious pollutants from the environment through phytoremediation techniques. *Chemistry and Ecology*. 2024, 40(8), pp. 892-917. ISSN 0275-7540. DOI: https://doi.org/10.1080/02757540.2024.2365164.
239. KHAN, S., GALSTYAN, H., ABBAS, M., WENJING, X. Advanced biotechnology strategies for detoxification of persistent organic pollutants and toxic elements in soil. *Chemosphere*. 2023, vol. 345, 140519. ISSN 0045-6535. DOI: https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.140519.
240. CAROLIN, F.C., KAMALESH, T., KUMAR, P.S., RANGASAMY, G. An insights of organochlorine pesticides categories, properties, eco-toxicity and new developments in bioremediation process. In: *Environmental Pollution*. 2023, vol. 333, 122114. ISSN 0269-7491. DOI: https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.122114.
241. BOGDEVICH, O., CULIGHIN, E., **NICOLAU, E**. POPs contaminated sites in Republic of Moldova: problem definition and possible solutions. In: *Scientific seminar Ecological chemistry ensures a healthy environment, 16 september, 2022.* Chișinău: Institute of Chemistry, 2022, p. 17. ISBN 978-9975-62-466-4 (PDF). Disponibil: https://doi.org/10.19261/enece.2022.ab08.
242. ZHANG, C., LEI, Y., QIAN, J., QIAO, Y. et al. Sorption of organochlorine pesticides on polyethylene microplastics in soil suspension. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2021, vol. 223, 112591. ISSN 0147-6513. DOI: https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112591.
243. BOGDEVICH, O., CULIGHIN, E., **NICOLAU, E**., CADOCHNIKOV, O. et al. Review of the management of pops contaminated sites in Republic of Moldova. In: *Ecological and environmental chemistry - 2022, Ed. 7, 3-4 martie 2022*, Chișinău: CEP USM, 2022, pp. 154-155. ISBN 978-9975-159-07-4. Disponibil: https://ibn.idsi.md/sites/default/files/imag_file/p-154-155.pdf.

ANEXE

Anexa 1. Clasificarea pesticidelor [29-31]



Anexa 2. Cele mai răspândite PCO și numărul lor CAS [32-33]

Denumirea (numărul CAS)	**Formula chimică**	**Denumirea (numărul CAS)**	**Formula chimică**
aldrin (309-00-2)		endrin (72-20-8)	
clordan (57-74-9)		heptaclor (76-44-8)	
dieldrin (60-57-1)		heptacloroepoxid izomer B (1024-57-3)	
toxafen (8001-35-2)	 X = H sau Cl	mirex (2385-85-5)	
o,p'-DDT (789-02-6)		p,p'-DDD (72-54-8)	
p,p'-DDT (50-29-3)		o,p'-DDD (53-19-0)	
alfa-HCH (319-84-6)		gama-HCH (58-89-9)	
beta-HCH (319-85-7)		o,p'-DDE (3424-82-6)	
p,p'-DDE (72-55-9)			

Anexa 3. Caracteristica celor mai cunoscute PCO [14, 33]

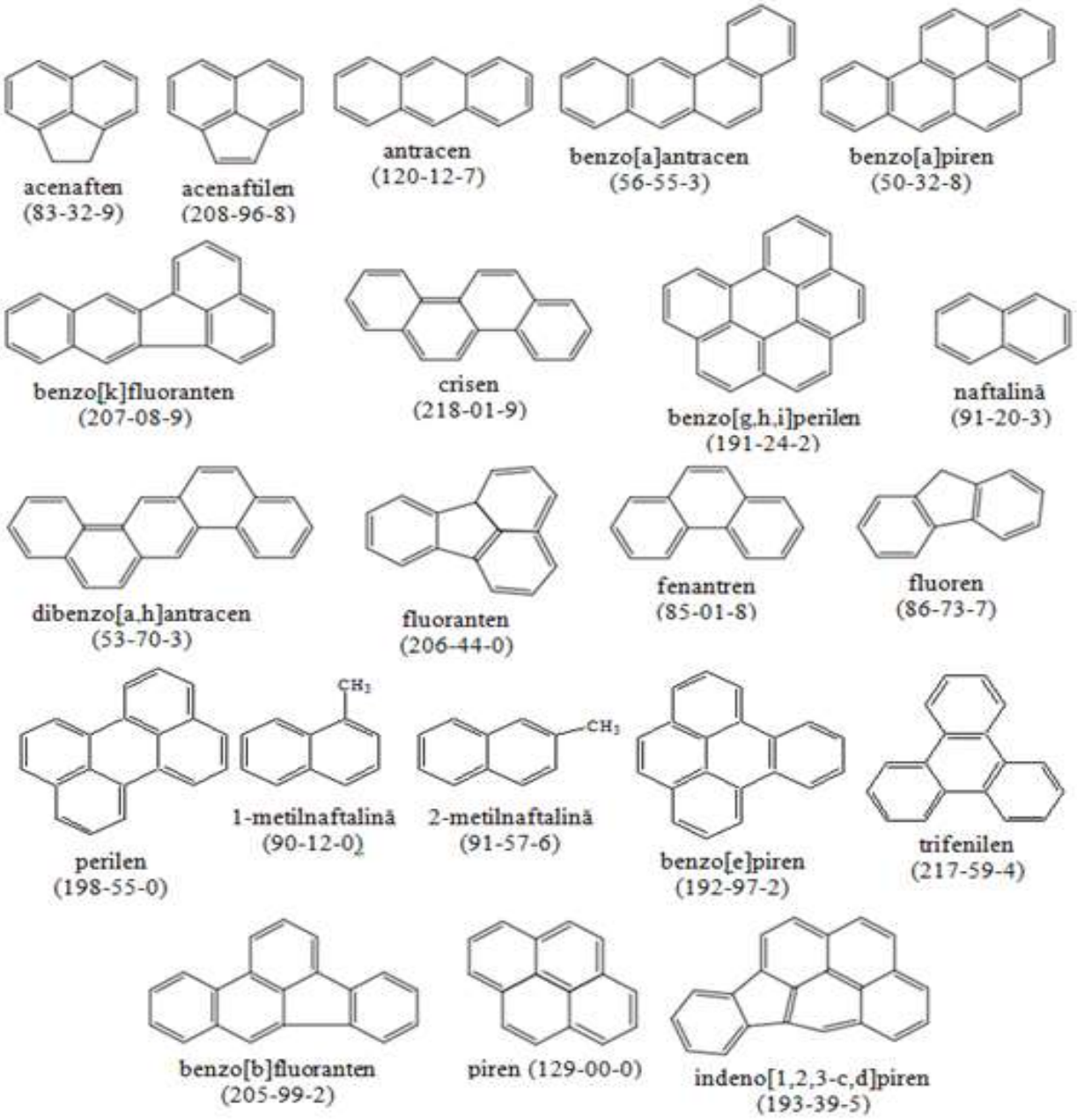
Nr. d/o	Denumirea pesticidului	Formula și masa moleculară relativă	Aspectul fizic	Denumiri comerciale	Solubilitatea	Temperatura de	
						topire	fierbere la 2 mm Hg
1	aldrin	$C_{12}H_8Cl_6$ 364,92	cristale albe, fără miros; produsul tehnic este de culoare roșcată spre brun, miros chimic slab	Aldrec, Aldrex, Aldrite, Aldrosol, Altox, Octalen	0,027 mg/L în apă 90 g/L în MeOH 1590 g/L în acetonă 3500 g/L în benzen 980 g/L în hexan	104°C (substanţă pură) 49-60°C (compus tehnic)	145°C
2	clordan	$C_{10}H_6Cl_8$ 409,78	lichid vâscos incolor până la brun-gălbui sau de culoarea ambrei, miros pătrunzător asemănător clorului; clordanul tehnic este un amestec de peste 20 compuşi	Chlordane, Niran, Toxiclor, Aspon, Clorindan, Belt etc. (peste 50 denumiri) Clordanul tehnic conține 60-75% izomeri ai clorda-nului, în rest compuşi ca: heptaclor, nonaclor și alții	0,06 mg/L în apă	<25°C	165°C
3	o,p'-DDT	$C_{14}H_9Cl_5$ 354,49	cristale sau pulbere albă, cu miros slab	Detox, Detoxan, Clorofenotan, Dotat etc. DDT comercial este un amestec format din 77 – 85% izomer p,p' și circa 15 – 23% izomer o,p'.	403 g/L în acetonă 22 g/L în EtOH 440 g/L în benzen 460 g/L în dioxan 10-50 mg/L în apă	108,5°C	185°C la 0,05 mm Hg
4	p,p'-DDT						
5	p,p'-DDD	$C_{14}H_{10}Cl_4$ 320,04	cristale albe	Rotan, Dilen, DDD, TDE etc.	0,09 mg/L în apă	109-110°C	350°C
6	o,p'-DDD		praf incolor	Mitotan, Cloditan, Lisodren etc.	0,10 mg/L în apă	76-78°C	-
7	p,p'-DDE	$C_{14}H_8Cl_4$ 318,03	cristale albe	DDE, DDX, DDMU, CCRIS etc.	0,04 mg/L în apă	88-90°C	336°C
8	o,p'-DDE			DDE, NSC59908, BRN 1977640 etc.	0,14 mg/L	78-80°C	
9	dieldrin	$C_{12}H_8Cl_6O$ 380,91 sunt stereoizo-meri	cristale albe sau lamelar slab roșcate, incolore cu miros chimic slab, solide sub formă de fulgi strălucitori	Alvit, Dieldrite, Dieldrix	0,14 mg/L în apă	175-176ºC	se descompu-ne
10	endrin		pulbere cristalină de culoare albă până la maro, fără miros	Endrex, Insecticid Experimental 269, Hexadrin, Nendrin, Mendrin etc.	0,22-0,26 mg/L în apă, greu solubil în alcool şi hidrocar-	200°C	245°C (se descompu-ne)

Nr. d/o	Denumirea pesticidului	Formula și masa moleculară relativă	Aspectul fizic	Denumiri comerciale	Solubilitatea	Temperatura de	
						topire	fierbere la 2 mm Hg
				Produsul tehnic este un amestec de dieldrin și aldrin, precum și alți produși secundari	buri petroleice, solubil mediu în hidrocarburi alifatice, bine solubil în acetonă, benzen, tetraclorură de carbon și xilen		
11	heptaclor	$C_{10}H_5Cl_7$ 373,32	cristale de culoare albă, în stare tehnică este moale și asemănător cu ceara	Heptacloran, Heptox, Veliscol 104 etc.	0,18 mg/L în apă	95-96°C	145°C
12	mirex	$C_{10}Cl_{12}$ 545,41	cristale sau pulbere de culoare albă, fără miros	Decloran, Feriamicid, GC1283. Mirexul tehnic conţine 95% mirex, 2% clordecon și 3% alți compuși	7,00 mg/L în apă	485°C	
13	toxafen	$C_{10}H_{10}Cl_8$ 413,82	solid de culoare galbenă sau de culoarea ambrei, cu miros asemănător clorului	Camfoclor, Altex, Atac 6, Atac 8 etc. Toxafenul tehnic este un amestec de peste 300 compuși, cu un conținut masic de clor de 67-69%	0,55 mg/L în apă	65-90°C	>120°C (se descompune)
14	heptacloro-epoxid izomer B	$C_{10}H_5Cl_7O$ 389,32	amestec solid de stereoizomeri	Heptagran, Basaklor, Drinox, Soleptax etc.	0,35 mg/L	160-161,5°C	se descompune
15	alfa-HCH	$C_6H_6Cl_6$ 290,81	solide amorfe de culoare maronie sau gri	Lindan, Amaticin, Sanocide etc.	7,30 mg/L	156-161°C	288°C
16	beta-HCH						
17	gama-HCH						

Anexa 4. Caracteristici ale bifenililor policloruraţi [38]

Formula moleculară	Nume	Numărul de izomeri posibili	Numărul dat de Uniunea Internațională de Chimie Pură și Aplicată	Mr.	Procent clor	Solubilitate în apă g/m^3
$C_{12}H_9Cl$	Bifenil monoclorurat	3	1-3	188,65	18,79	1,21-5,50
$C_{12}H_8Cl_2$	Bifenil diclorurat	12	4-15	223,03	31,77	0,06-2,00
$C_{12}H_7Cl_3$	Bifenil triclorurat	24	16-39	257,54	41,29	0,02-0,40
$C_{12}H_6Cl_4$	Bifenil tetraclorurat	42	40-81	291,99	48,65	0,0043-0,01
$C_{12}H_5Cl_5$	Bifenil pentaclorurat	46	82-127	326,43	54,3	0,004-0,02
$C_{12}H_4Cl_6$	Bifenil hexaclorurat	42	128-169	360,88	58,93	0,0004-0,0007
$C_{12}H_3Cl_7$	Bifenil heptaclorurat	24	170-193	395,32	62,77	0,000045-0
$C_{12}H_2Cl_8$	Bifenil octoclorurat	12	194-205	429,77	65,88	0,0002-0,0003
$C_{12}HCl_9$	Bifenil nanoclorurat	3	206-208	464,21	68,73	0,00018-0,0012
$C_{12}Cl_{10}$	Bifenil decaclorurat	1	209	498,66	71,10	0,000001-0

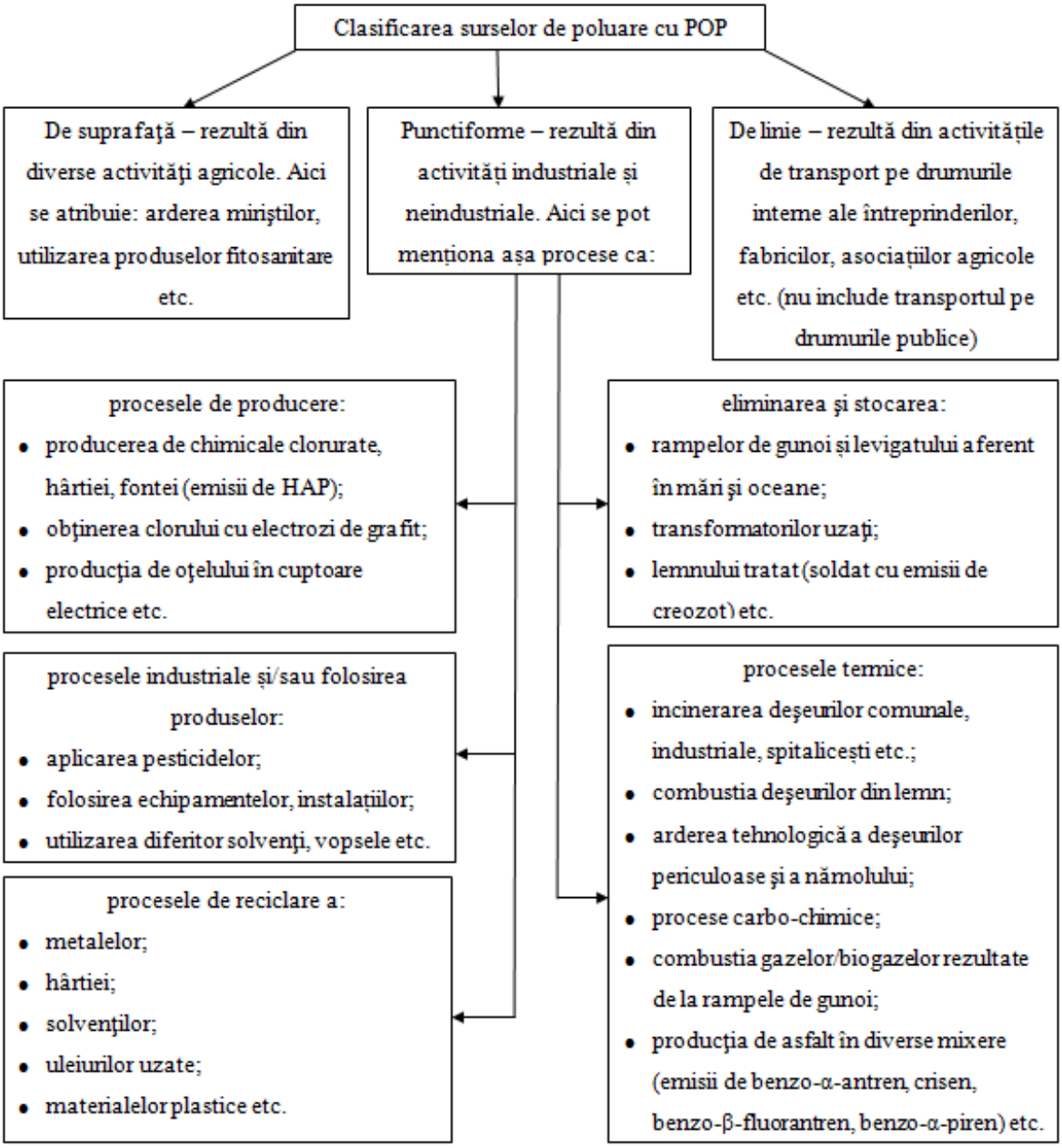
Anexa 5. Formulele de structură și numărul CAS pentru cele mai răspândite hidrocarburi aromatice policiclice [14, 39]



Anexa 6. Caracteristici ale hidrocarburilor aromatice policiclice [14, 39]

Nr. d/o	Denumirea HAP	Formula și masa moleculară	Aspectul fizic	Solubilitatea în apă (25°C)	Temperatura de	
					topire, °C	fierbere, °C
1	naftalină	$C_{10}H_8$/ 128,17	substanță cristalină albă, miros caracteristic	30 mg/L	80-82	218
2	1-metilnaftalină	$C_{11}H_{10}$/ 142,2	lichid incolor până la galben	26 mg/L	-22	240-243
3	antracen	$C_{14}H_{10}$/ 178,23	praf solid de culoare de la alb la galben	0,045 mg/L	215	340
4	fenantren	$C_{14}H_{10}$/ 178,23	plachete fine de culoare cafenie	insolubil	98-100	340
5	2-metilnaftalină	$C_{11}H_{10}$/ 142,2	cristale ușor fuzibile de culoare albă	0,0246 g/L	34-36	241-242
6	benzo[k]fluoranten	$C_{20}H_{12}$/ 252,31	praf de culoare galbenă	0,00076 mg/L	215-217	480
7	benzo[b]fluoranten	$C_{20}H_{12}$/ 252,32	praf de culoare galbenă	insolubil	163-165	Se descompune
8	benzo[e]piren	$C_{20}H_{12}$/ 252,32	cristale incolore sau albe	0,0063 mg/L	177-180	310-312
9	trifenilen	$C_{18}H_{12}$/ 228,29	cristale aciforme de culoare de la alb la bej	insolubil	195-198	438
10	dibenzo[a,h]antracen	$C_{22}H_{14}$/ 278,35	pulbere cristalină de culoare de la alb la galben pal	0,000627 mg/L	262-265	524
11	benzo-[a]antracen	$C_{18}H_{12}$/ 228,29	cristale de culoare galben pal	insolubil	157-159	438
12	fluoren	$C_{13}H_{10}$/ 166,22	praf cristalin de culoarea de la alb la slab brun	insolubil	111-114	298
13	benzo[g,h,i]perilen	$C_{22}H_{12}$/ 276,33	praf de culoare galbenă	0,00026 mg/L	277-279	mai mare de 500
14	benzo[a]piren	$C_{20}H_{12}$/ 252,31	cristale galben pale până la cafeniu	0,00162 mg/L	177-180	495
15	fluoranten	$C_{16}H_{10}$/ 202,25	praf cristalin de culoarea de la galben la cafeniu	insolubil	109	384
16	indeno[1,2,3-c,d]piren	$C_{22}H_{12}$/ 276,33	cristale galbene	0,00019 mg/L	164	536
17	acenaften	$C_{12}H_{10}$/ 154,21	cristale de culoare alb – bej	0,00347 g/L	90-94	279
18	acenaftilen	$C_{12}H_8$/ 152,19	cristale alb – gălbui	3,93 mg/L	78-82	280
19	crisen	$C_{18}H_{12}$/ 228,29	praf cristalin de culoare galbenă	insolubil	252-254	448
20	perilen	$C_{20}H_{12}$/ 252,31	cristale de culoare galben – brună	0,0004 mg/L	276-279	400 (se sublimează)
21	piren	$C_{16}H_{10}$/ 202,25	cristale, culoare galbenă de diferite nuanțe	0,135 mg/L	148	393

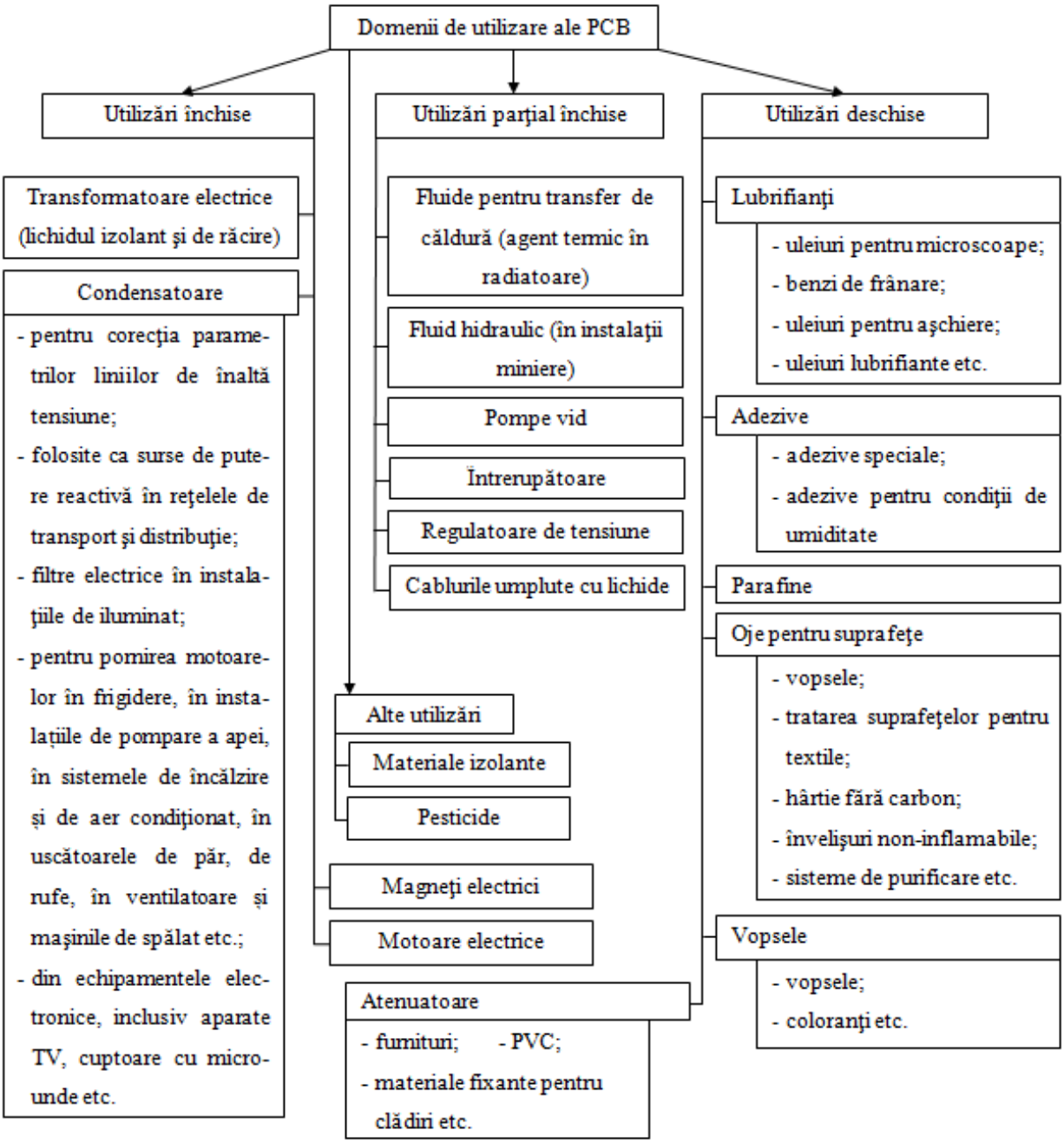
Anexa 7. Clasificarea surselor de poluare cu poluanți organici persistenți [64, 67]



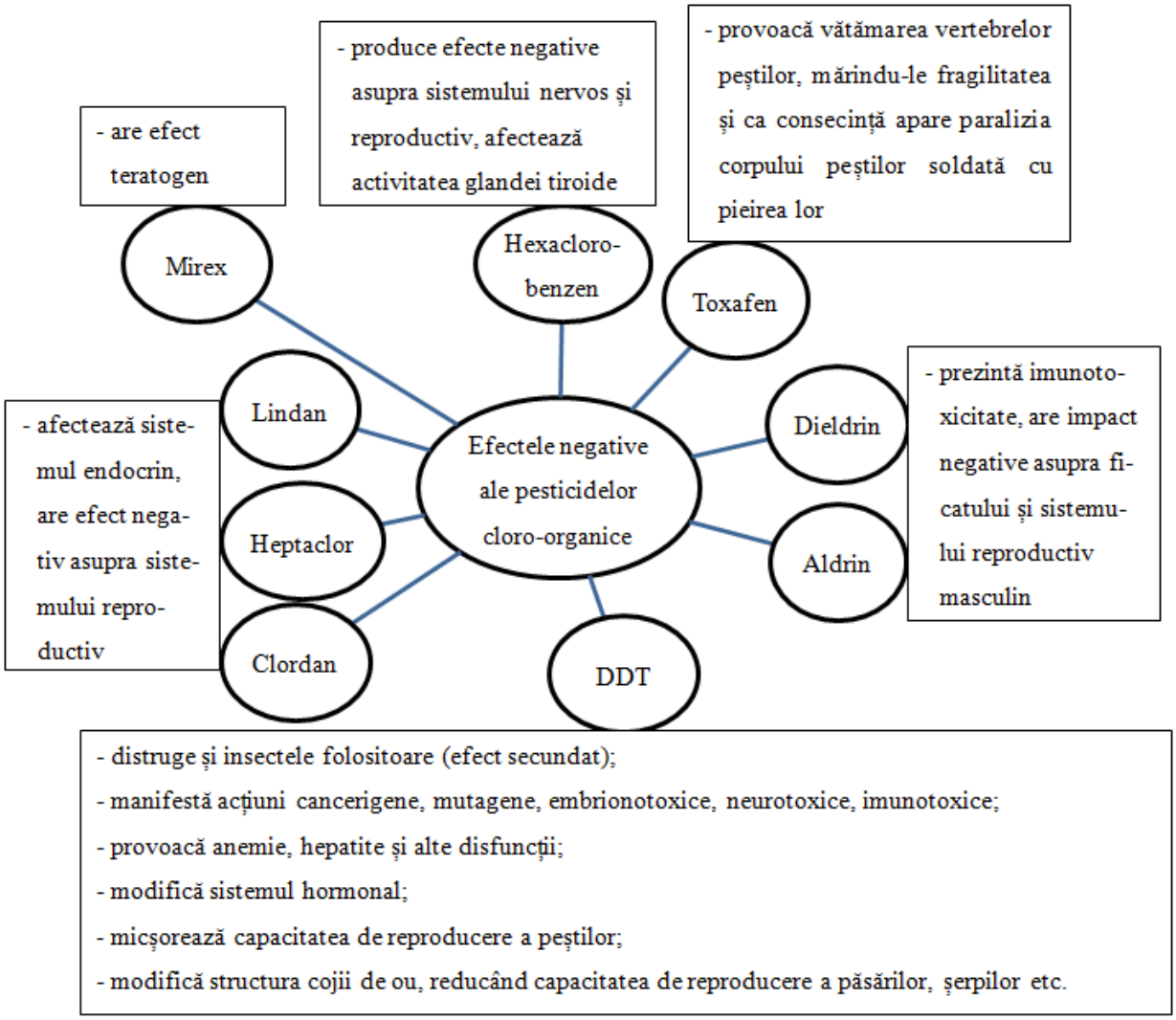
Anexa 8. Domenii de utilizare ale PCO [64]

PCO	Domenii de utilizare
Aldrin	– insecticid pentru combaterea termitelor și viermilor ce apar la rădăcinile porumbului; – insecticid pentru lichidarea lăcustelor.
Clordan	– insecticid de contact pentru protecţia culturilor de mazăre, cartofi, trestie de zahăr, sfeclă de zahăr, bumbac, iută şi altele; – insecticid pentru efectuarea controlului asupra creșterii numărului termitelor; – a fost utilizat inițial ca insecticid pentru controlul taracanilor, furnicilor, termitelor şi altor insecte domestice.
Dieldrin	– insecticid pentru combaterea unor insecte din sol; – insecticid pentru combaterea insectelor purtătoare de unele boli.
Endrin	– insecticid pentru protecţia culturilor de porumb, orez, bumbac şi păioase; – rodenticid.
Heptaclor	– insecticid de contact împotriva insectelor solului, insectelor din culturile de bumbac, termitelor, lăcustelor etc.; – insecticid pentru combaterea larvelor de malarie.
DDT	– insecticid pentru combaterea insectelor purtătoare de maladii ca: tifosul, malaria, febra tropicală, precum și împotriva pediculozei; – insecticid pentru prelucrarea culturilor de bumbac etc.
DDD	– produs pentru uciderea dăunătorilor, cum ar fi rozătoare, insecte sau plante.
DDE	– produs de transformare a DDT, este mai stabil chimic, se folosește ca insecticid.
Mirex	– insecticid pentru combaterea termitelor, furnicilor, în special a furnicilor de foc; – produs utilizat ca moderator al arderii în articolele din plastic, cauciuc şi electrice. Actualmente, este interzis datorită toxicității înalte.
Toxafen	– insecticid de contact utilizat la protecţia culturilor de bumbac, culturilor grăunţoase, seminţelor, fructelor, nucilor şi legumelor; – insecticid contra căpuşelor şi altor paraziţi ai animalelor domestice.
HCH	– insecticid în agricultură, silvicultură și pomicultură; – preparat împotriva bolilor parazitare.
Lindan HCB	– fungicid pentru tratarea seminţelor, în special a celor de grâu; – se obține ca rezultat al clorinării benzenului în raport de: – 14 % izomer gama (izomer activ); – 65-70 % izomer alfa; – 14 – 15 % izomer beta; – 7 % izomer delta; – 1-2 % izomer epsilon; – 1-2 % alți componenți. } componenți inactivi

Anexa 9. Domenii de utilizare ale bifenililor policloruraţi [10, 68]



Anexa 10. Acțiunea PCO asupra organismelor [80, 84, 121-128, 139-141]



Anexa 11. Determinarea indicelui de hazard calculat (HI) pentru substanțele chimice cu efect necancerigen

Substanța depistată 1

Doza calculată, mg/kg zi - 0,001

Doza de referință, mg/kg zi - 0,010

Organul țintă - rinichi

$$HQ_1 = \frac{0{,}001}{0{,}010} = 0{,}100$$

Substanța depistată 2

Doza calculată, mg/kg zi - 8,000

Doza de referință, mg/kg zi - 2,000

Organul țintă - ficat

$$HQ_2 = \frac{8{,}000}{2{,}000} = 4{,}000$$

Substanța depistată 3

Doza calculată, mg/kg zi - 0,200

Doza de referință, mg/kg zi - 0,500

Organul țintă - rinichi

$$HQ_3 = \frac{0{,}200}{0{,}500} = 0{,}400$$

Substanța depistată 4

Doza calculată, mg/kg zi - 0,016

Doza de referință, mg/kg zi - 0,400

Organul țintă - piele

$$\mathrm{HQ}_4 = \frac{0{,}016}{0{,}400} = 0{,}040$$

$$\mathrm{HI}_{\mathrm{total}} = \sum_{\mathrm{i}=1}^{4} \mathrm{HQ}_{\mathrm{i}} = 0{,}100 + 4{,}000 + 0{,}400 + 0{,}040 = 4{,}540$$

$$\mathrm{HI}_{\mathrm{rinichi}} = \sum_{\mathrm{i}=1}^{2} \mathrm{HQ}_{\mathrm{i}} = 0{,}100 + 0{,}400 = 0{,}500$$

Interpretare date: HI ficat = 4,000 > 1, expunere inacceptabilă

HI piele = 0,040 < 1, expunere acceptabilă

HI rinichi = 0,500 < 1, expunere acceptabilă

HI total = 4,540 > 1, expunere inacceptabilă

Anexa 12. Parametrii pentru determinarea unor hidrocarburi aromatice policiclice prin GC-MS în modul SIM

Denumirea HAP	Ionii pentru determinarea unor HAP în modul SIM	
	Ionul de cuantificare	Ionul de confirmare
Naftalină	128	127
Acenaftilen	152	153
Acenaften	152	153
Fluoren	166	165
Fenantren	178	176
Antracen	178	176
Fluoranten	202	101
Piren	202	101
Benzo[a]antracen	228	226
Crisen	228	226
Benzo[b]fluoranten	252	253
Benzo[k]-fluoranten	252	253
Benzo[e]piren	252	253
Benzo[a]piren	252	253
Perilen	252	253
Indeno[1,2,3-c,d]piren	276	278
Dibenzo[a,h]antracen	276	278
Benzo[g,h,i]perilen	276	278

Anexa 13. Parametrii și curbele de etalonare pentru analiza pesticidelor cloro-organice

Tabelul A13.1. Parametrii de etalonare pentru analiza PCO

Nr. d/o	Componentul analizat	Range of standards, µg/mL	Sensibilitatea	Linearitatea	Limita de detecție ng/mL
1	trifluoralin	0,200 – 2,000	0,400	0,999	2,000
2	alfa-HCH	0,050 – 0,500	2,160	0,998	1,600
3	beta-HCH	0,200 – 2,000	0,380	0,998	1,500
4	gama-HCH	0,050 – 0,500	1,760	0,998	1,200
5	heptaclor	0,150 – 1,500	0,360	0,995	2,500
6	aldrin-R	0,100 – 1,000	2,140	0,998	1,800
7	clordan	0,200 – 2,000	0,520	0,998	2,900
8	o,p'-DDE	0,200 – 2,000	1,340	0,999	3,500
9	p,p'-DDE	0,200 – 2,000	1,380	0,998	3,600
10	dieldrin	0,230 – 2,300	1,680	0,998	3,200
11	o,p'-DDD	0,380 – 3,800	0,740	0,996	4,500
12	endrin	0,400 – 4,000	1,200	0,996	4,000
13	p,p'-DDD	0,400 – 4,000	0,670	0,996	3,500
14	o,p'-DDT	0,500 – 5,000	0,750	0,996	4,200
15	p,p'-DDT	0,400 – 4,000	1,090	0,997	4,500
16	mirex	0,200 – 2,000	0,910	0,999	3,500

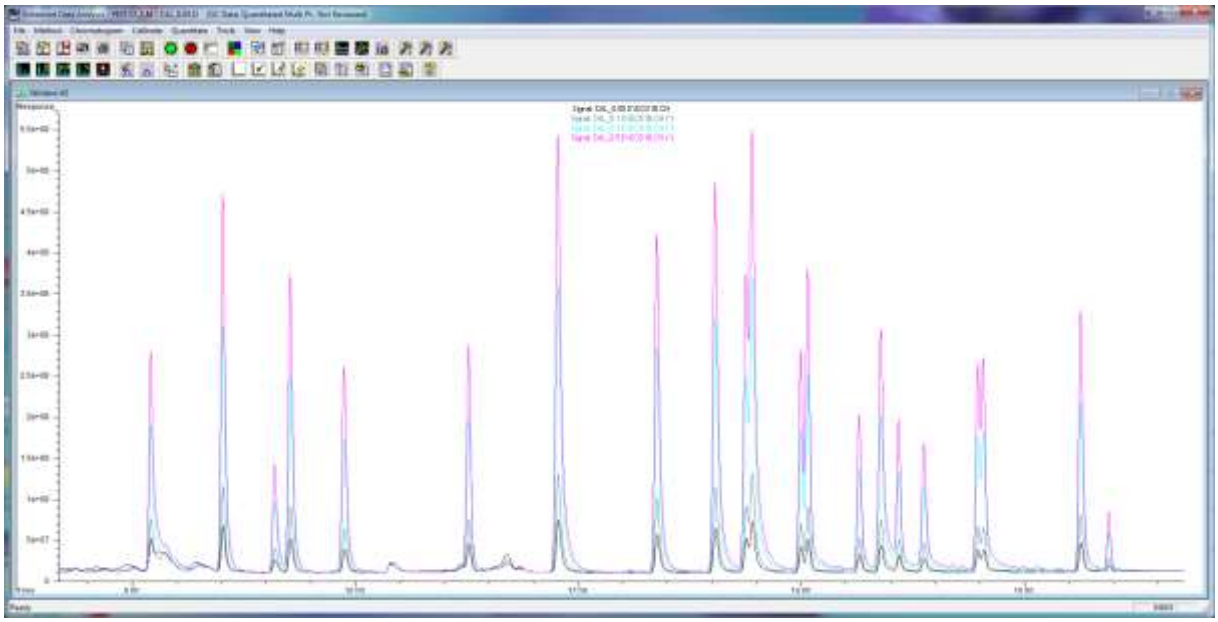


Fig. A13.1. Curbele de etalonare pentru analiza PCO

Anexa 14. Concentrațiile maxim admisibile în apele naturale pentru poluanții organici persistenți stipulate în legislația națională

Clasa de compuși	Apă potabilă*		Apă de suprafață**			
			clasa de calitate I	clasa de calitate II	clasa de calitate III	
	Valoarea CMA	Notă	Valoarea CMA			Notă
HAP	0,0100 µg/L	benzo(a)piren	0,0500 µg/L	0,0750 µg/L	0,0900 µg/L	benzo(a)piren
	0,1000 µg/L	suma concentraţiilor compuşilor: benzo(b)fluorantren, benzo(ghi)perilen, benzo(k)fluorantren, indeno(1,2,3-cd)piren	∑= 0,0300 µg/L	∑= 0,0600 µg/L	∑= 0,0800 µg/L	benzo(b)fluoranten benzo(g,h,i)perilen
			∑= 0,0020 µg/L	∑= 0,0040 µg/L	∑= 0,0050 µg/L	benzo(k)fluoranten, indeno(1,2,3- cd)piren
			0,1000 µg/L	0,5500 µg/L	0,8200 µg/L	fluoranten
			2,4000 µg/L	4,8000 µg/L	6,2000 µg/L	naftalină
			0,1000 µg/L	0,2500 µg/L	0,3400 µg/L	antracen
Pesticide	0,5000 µg/L	pesticide total - suma tuturor compuşilor individuali detectaţi şi cuantificaţi în urma procedurii de monitorizare	∑= 0,0100 µg/L	∑= 0,0200 µg/L	∑= 0,0260 µg/L	aldrin, dieldrin, endrin, isodrin
	0,1000 µg/L	parametrul valoric se aplică fiecărui pesticid în parte	0,0250 µg/L	0,0500 µg/L	0,0650 µg/L	DDT total - suma izomerilor: p,p'-DDE, p,p'-DDD, o,p'-DDT, p,p'-DDT
	0,0300 µg/L	pentru fiecare component: aldrin, dieldrin, heptaclor şi heptaclor epoxid	0,0100 µg/L	0,0200 µg/L	0,0260 µg/L	p,p'-DDT
			0,0200 µg/L	0,0300 µg/L	0,0360 µg/L	hexaclorociclohexan
			0,0050 µg/L	0,0075 µg/L	0,0090 µg/L	endosulfan
			0,0300 µg/L	0,0600 µg/L	0,0780 µg/L	trifluralin
PCB	nu sunt stipulate date despre CMA în apele naturale					

* conform Legii 182 din 19 decembrie 2019

** conform HG nr. 890 din 12 noiembrie 2013

Anexa 15 Concentrațiile maxim admisibile în sol pentru poluanții organici persistenți stipulate în legislația națională

Clasa de compuși	Sol*		
	Valoarea concentrației maxim admisibile	**Valoarea concentrației de orientare permisă**	**Componentul/ componenții analizați**
HAP	0,0200 mg/kg		benzo(a)piren
PCO	0,1000 mg/kg		HCH (lindan)
	0,1000 mg/kg		HCH (hexacloran)
	0,0500 mg/kg		heptaclor
	0,1000 mg/kg		DDT și metaboliții lui (suma)
PCB		0,0300 mg/kg	triclorbifenil
		0,0600 mg/kg	tetraclorbifenil
		0,1000 mg/kg	pentaclorbifenil
		0,0600 mg/kg	policlorbifenili (suma)
pentru deșeuri CMA este de 50 mg/kg de component**			

* conform Instrucțiunii nr. 383 din 08 august 2004
** conform Legii nr. 209 din 29 iulie 2016
*** http://www.meteo.md/images/uploads/pages_downloads/CMA-sol.pdf

Anexa 16. Numerele de înregistrare ale probelor de apă și sedimente prelevate din lacul Beleu (perioada de analiză 2014 – 2015)

Numărul de înregistrare	Coordonate				Componentul mediului	Indicele probei
	N_WGS84	E_WGS84	X Moldref99	Y Moldref99		
DW64	45-35-41.5	28-09-35.6			Apă	1
DW65	45-35-08.0	28-08-11.4	179415	49755	Apă	2
DW66	45-36-48.8	28-07-36.7	178697	52867	Apă	6/1
DW67	45-36-49.5	28-07-36.4	178690	52890	Apă	6/2
DW68	45-36-47.5	28-07-37.4	178711	52827	Apă	6/3
DW69	45-36-39.5	28-07-41.1	178791	52580	Apă	7/1
DW70	45-36-34.3	28-07-23.0	178398	52419	Apă	7/3
DW71	45-36-38.1	28-07-19.0	178311	52538	Apă	8/3
DS72	45-37-16.2	28-09-08.4	180703	53615	Sediment	Petru Rareș
DS73	45-36-48.8	28-07-36.7	178697	52867	Sediment	6/1
DS74	45-36-49.5	28-07-36.4	178690	52890	Sediment	6/2
DS75	45-36-47.5	28-07-37.4	178711	52827	Sediment	6/3
DS76	45-36-39.5	28-07-41.1	178791	52580	Sediment	7/1
DS77	45-36-33.2	28-07-50.1	178985	52386	Sediment	7/2
DS78	45-36-34.3	28-07-23.0	178398	52419	Sediment	7/3
DS79	45-36-30.6	28-07-35.0	178657	52305	Sediment	7/4
DS80	45-36-25.5	28-07-24.9	178438	52147	Sediment	7/5
DS81	45-36-45.8	28-07-30.0	178551	52776	Sediment	8/1
DS82	45-36-43.1	28-07-23.3	178405	52691	Sediment	8/2
DS83	45-36-38.1	28-07-19.0	178311	52538	Sediment	8/3
DS84	45-36-38.8	27-07-10.7	178132	52560	Sediment	8/4
DS85	45-35-30.0	28-09-35.7	181268	50426	Sediment	9/1
DS86	45-35-50.8	28-08-19.8	179774	50906	Sediment	Cioroi
DS87	45-35-11.7	28-08-53.4	180269	49884	Sediment	Nevod
DS88	45-36-21.8	28-06-02.3	176726	52252	Sediment	Popovca
DS89	45-35-08.0	28-08-11.4	179415	49755	Sediment	Rotaru

Anexa 17. Concentrațiile poluanților organici persistenți identificați în probele de apă din lacul Beleu (perioada de analiză 2014-2015)

Poluantul organic persistent identificat	Numărul CAS	Numărul de înregistrare al probei							
		DW64	**DW65**	**DW66**	**DW67**	**DW68**	**DW69**	**DW70**	**DW71**
Pesticide organoclorurate									
alfa-HCH, µg/L	319-84-6	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005
beta-HCH, µg/L	319-85-7	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005
gama-HCH, µg/L	58-89-9	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005
heptaclor, µg/L	76-44-8	<0,0005	<0,0005	<0,0005	0,0010	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005
aldrin-R, µg/L	309-00-2	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005
heptacloroepoxid, µg/L	1024-57-3	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005
p,p'-DDE, µg/L	72-55-9	<0,0005	0,0027	0,0004	0,0026	0,0008	0,0011	0,0008	0,0010
dieldrin, µg/L	60-57-1	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005
o,p'-DDD, µg/L	53-19-0	<0,0005	0,0015	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005
endrine, µg/L	72-20-8	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005
p,p'-DDD, µg/L	72-54-8	<0,0005	0,0035	<0,0005	0,0021	0,0011	0,0004	<0,0005	<0,0005
o,p'-DDT, µg/L	789-02-6	<0,0005	0,0087	<0,0005	0,0020	0,0009	0,0006	0,0005	0,0008
p,p'-DDT, µg/L	50-29-3	0,0011	0,0089	0,0003	0,0117	0,0020	0,0017	0,0012	0,0014
ΣPCO, µg/L		**0,0011**	**0,0253**	**0,0007**	**0,0194**	**0,0048**	**0,0038**	**0,0025**	**0,0032**
Bifenili policlorurati									
PCB18, µg/L	37680-65-2	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	0,0034	0,0025	<0,0005
PCB28, µg/L	7012-37-5	<0,0005	<0,0005	<0,0005	0,0010	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005
PCB31, µg/L	16606-02-3	<0,0005	<0,0005	<0,0005	0,0011	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005
PCB52, µg/L	35693-99-3	<0,0005	0,0006	<0,0005	<0,0005	<0,0005	0,0011	0,0005	<0,0005
PCB44, µg/L	41464-39-5	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005
PCB101, µg/L	37680-73-2	<0,0005	0,0011	0,0008	0,0010	0,0007	0,0008	0,0009	0,0007
PCB118, µg/L	31508-00-6	<0,0005	0,0048	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005
PCB149, µg/L	38380-04-0	<0,0005	0,0084	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005
PCB154, µg/L	60145-22-4	<0,0005	0,0020	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005
PCB138, µg/L	35065-28-2	<0,0005	0,0043	0,0005	0,0006	<0,0005	0,0006	<0,0005	0,0006
PCB180, µg/L	35065-29-3	<0,0005	0,0007	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005
PCB194, µg/L	35694-08-7	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005
ΣPCB, µg/L		**0,0000**	**0,0219**	**0,0013**	**0,0037**	**0,0007**	**0,0059**	**0,0039**	**0,0013**

Poluantul organic persistent identificat	Numărul CAS	Numărul de înregistrare al probei							
		DW64	**DW65**	**DW66**	**DW67**	**DW68**	**DW69**	**DW70**	**DW71**
Hidrocarburi aromatice policiclice									
naftalină, µg/L	91-20-3	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010
1-metilnaftalină, µg/L	90-12-0	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010
2-metilnaftalină, µg/L	91-57-6	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010
acenaftilen, µg/L	208-96-8	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010
acenaften, µg/L	83-32-9	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010
fluoren, µg/L	86-73-7	0,0025	<0,0010	<0,0010	<0,0010	0,0040	0,0020	<0,0010	<0,0010
fenantren, µg/L	120-12-7	0,0372	0,0082	<0,0010	<0,0010	0,0223	0,0153	<0,0010	<0,0010
antracen, µg/L	85-01-8	0,0325	0,0072	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010
fluoranten, µg/L	206-44-0	0,0260	0,0217	<0,0010	<0,0010	0,0357	0,0357	<0,0010	<0,0010
piren, µg/L	129-00-0	0,0103	0,0016	<0,0010	<0,0010	0,0022	0,0029	<0,0010	<0,0010
crisen, µg/L	218-01-9	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010
benzo[a]antracen, µg/L	56-55-3	0,0080	0,0016	<0,0010	<0,0010	0,0014	0,0012	<0,0010	<0,0010
benzo[k]-fluoranten, µg/L	207-08-9	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010
benzo[b]fluoranten, µg/L	205-99-2	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010
benzo[e]piren, µg/L	192-97-2	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010
perilen, µg/L	198-55-0	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010
trifenilen, µg/L	217-59-4	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010
benzo[a]piren, µg/L	50-32-8	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010
indeno[1,2,3-c,d]piren, µg/L	193-39-5	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005
dibenzo[a,h]antracen, µg/L	53-70-3	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005
benzo[g,h,i]perilen, µg/L	191-24-2	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005
ΣHAP, µg/L		**0,1165***	**0,0403**	**0,0000**	**0,0000**	**0,0656**	**0,0571**	**0,0000**	**0,0000**

* CMA este depășită (0,1000 µg/L pentru ΣHAP şi 0,0100 µg/L pentru benzo[a]piren)

Anexa 18. Concentrațiile POPs identificați în probele de sedimente din lacul Beleu (perioada de analiză 2014-2015)

Compusul identificat	Numărul CAS	Numărul de înregistrare al probei								
		DS72	DS73	DS74	DS75	DS76	DS77	DS78	DS79	DS80
Pesticide organoclorurate										
alfa-HCH, mg/kg	319-84-6	0,0073	0,0035	0,0013	0,0232	<0,0005	0,0042	0,0012	0,0010	0,0009
beta-HCH, mg/kg	319-85-7	<0,0005	<0,0005	0,0042	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005
gama-HCH, mg/kg	58-89-9	0,0061	<0,0005	0,0006	<0,0005	<0,0005	0,0022	<0,0005	<0,0005	0,0005
heptaclor, mg/kg	76-44-8	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	0,0006	<0,0005	<0,0005	<0,0005
aldrin-R, mg/kg	309-00-2	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005
heptacloroepoxid, mg/kg	1024-57-3	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005
p,p'-DDE, mg/kg	72-55-9	0,0050	0,0029	0,0038	0,0027	0,0009	0,0058	0,0014	<0,0010	0,0009
dieldrin, mg/kg	60-57-1	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010
o,p'-DDD, mg/kg	53-19-0	0,0013	0,0027	<0,0010	0,0096	<0,0010	0,0011	<0,0010	<0,0010	0,0004
endrine, mg/kg	72-20-8	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010
p,p'-DDD, mg/kg	72-54-8	0,0013	0,0103	0,0123	0,0414	<0,0010	0,0011	<0,0010	0,0011	<0,0010
o,p'-DDT, mg/kg	789-02-6	0,0021	0,0044	<0,0010	0,0054	0,0008	0,0134	0,0012	<0,0010	0,0012
p,p'-DDT, mg/kg	50-29-3	0,0045	0,0084	0,0135	0,0077	<0,0010	0,0077	0,0019	<0,0010	0,0019
ΣPCO, mg/kg		**0,0276**	**0,0322**	**0,0357**	**0,0900**	**0,0017**	**0,0361**	**0,0057**	**0,0021**	**0,0058**
Bifenili policlorurați										
PCB18, mg/kg	37680-65-2	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,0201	<0,0001
PCB28, mg/kg	7012-37-5	0,0322	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,0024	<0,0001	0,0074	<0,0001
PCB31, mg/kg	16606-02-3	0,0176	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,0028	<0,0001	0,0067	<0,0001
PCB52, mg/kg	35693-99-3	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001
PCB44, mg/kg	41464-39-5	0,0084	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,0054	<0,0001
PCB101, mg/kg	37680-73-2	0,0035	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001
PCB118, mg/kg	31508-00-6	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,0004	0,0008	<0,0001	<0,0001	<0,0001
PCB149, mg/kg	38380-04-0	0,0008	<0,0001	<0,0001	0,0015	0,0007	0,0014	<0,0001	0,0019	0,0003
PCB154, mg/kg	60145-22-4	0,0004	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,0007	0,0005	<0,0001	0,0010	<0,0001
PCB138, mg/kg	35065-28-2	0,0012	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,0011	<0,0001	0,0005	<0,0001	0,0005
PCB180, mg/kg	35065-29-3	0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,0008	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001
PCB194, mg/kg	35694-08-7	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,0002	<0,0001
ΣPCB, mg/kg		**0,0640**	**0,0000**	**0,0000**	**0,0015**	**0,0037**	**0,0079**	**0,0005**	**0,0427**	**0,0008**

Compusul identificat	Numărul CAS	Numărul de înregistrare al probei								
		DS72	**DS73**	**DS74**	**DS75**	**DS76**	**DS77**	**DS78**	**DS79**	**DS80**
Hidrocarburi aromatice policiclice										
naftalină, mg/kg	91-20-3	<0,0010	<0,0010	0,0013	<0,0010	0,0051	<0,0010	0,0050	<0,0010	<0,0010
1-metilnaftalină, mg/kg	90-12-0	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010
2-metilnaftalină, mg/kg	91-57-6	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010
acenaftilen, mg/kg	208-96-8	<0,0010	<0,0010	0,0034	<0,0010	0,0011	0,0013	<0,0010	<0,0010	0,0014
acenaften, mg/kg	83-32-9	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010
fluoren, mg/kg	86-73-7	0,0033	<0,0010	0,0014	<0,0010	0,0033	<0,0010	0,0026	0,0010	0,0012
fenantren, mg/kg	120-12-7	0,0228	<0,0010	0,0078	<0,0010	0,0119	<0,0010	0,0122	<0,0010	0,0070
antracen, mg/kg	85-01-8	0,0042	<0,0010	<0,0010	<0,0010	0,0012	<0,0010	0,0057	<0,0010	0,0011
fluoranten, mg/kg	206-44-0	0,0050	<0,0010	0,0057	<0,0010	0,0113	<0,0010	0,0069	0,0189	<0,0010
piren, mg/kg	129-00-0	0,0112	<0,0010	0,0126	<0,0010	0,0096	<0,0010	0,0066	0,0168	0,0086
crisen, mg/kg	218-01-9	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	0,0053	<0,0010	0,0046	0,0180	<0,0010
benzo[a]antracen, mg/kg	56-55-3	0,0088	<0,0010	0,0190	<0,0010	0,0064	<0,0010	0,0071	0,0175	0,0029
benzo[k]-fluoranten, mg/kg	207-08-9	0,0084	<0,0010	0,0124	0,0044	0,0093	0,0061	0,0158	0,0166	0,0057
benzo[b]fluoranten, mg/kg	205-99-2	0,0056	<0,0010	<0,0010	<0,0010	0,0088	<0,0010	0,0198	0,0145	<0,0010
benzo[e]piren, mg/kg	192-97-2	0,0020	<0,0010	<0,0010	<0,0010	0,0035	0,0011	0,0082	0,0750	0,0016
perilen, mg/kg	198-55-0	0,0059	<0,0010	0,0027	<0,0010	0,0025	0,0010	0,0070	0,0075	0,0036
trifenilen, mg/kg	217-59-4	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010
benzo[a]piren, mg/kg	50-32-8	0,0040	<0,0010	0,0102	<0,0010	0,0066	0,0011	0,0164	0,0157	0,0043
indeno[1,2,3-c,d]piren, mg/kg	193-39-5	<0,0010	<0,0010	0,0027	<0,0010	0,0069	<0,0010	<0,0010	0,0113	<0,0010
dibenzo[a,h]antracen, mg/kg	53-70-3	0,0059	<0,0010	0,0040	<0,0010	0,0013	<0,0010	0,0097	0,0036	0,0036
benzo[g,h,i]perilen, mg/kg	191-24-2	0,0032	<0,0010	0,0040	<0,0010	0,0055	<0,0010	0,0055	0,0072	0,0020
ΣHAP, mg/kg		**0,0903**	**0,0000**	**0,0872**	**0,0044**	**0,0996**	**0,0106**	**0,1331***	**0,2236***	**0,0430**

* concentrația maxim admisibilă depășită (0,1000 mg/kg ΣHAP pentru soluri agricole și 0,0200 mg/kg pentru benzo[a]piren)

Anexa 18. Concentrațiile POPs identificați în probele de sedimente din lacul Beleu (perioada de analiză 2014-2015) continuare

Compusul identificat	Numărul CAS	Numărul de înregistrare al probei								
		DS81	**DS82**	**DS83**	**DS84**	**DS85**	**DS86**	**DS87**	**DS88**	**DS89**
Pesticide organoclorurate										
alfa-HCH, mg/kg	319-84-6	0,0050	0,0007	0,0062	0,0081	0,0076	<0,0005	0,0005	0,0145	0,0487
beta-HCH, mg/kg	319-85-7	0,0029	<0,0005	<0,0005	<0,0005	0,0112	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005
gama-HCH, mg/kg	58-89-9	0,0057	<0,0005	0,0082	0,0050	0,0045	<0,0005	<0,0005	0,0058	0,0242
heptaclor, mg/kg	76-44-8	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005
aldrin-R, mg/kg	309-00-2	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005
heptacloroepoxid, mg/kg	1024-57-3	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,0005
p,p'-DDE, mg/kg	72-55-9	0,0077	<0,0010	<0,0010	<0,0010	0,0065	0,0081	<0,0010	0,0128	0,0254
dieldrin, mg/kg	60-57-1	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010
o,p'-DDD, mg/kg	53-19-0	0,0034	<0,0010	<0,0010	0,0003	0,0010	0,0009	<0,0010	0,0039	0,0043
endrine, mg/kg	72-20-8	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010
p,p'-DDD, mg/kg	72-54-8	0,0012	<0,0010	<0,0010	<0,0010	0,0026	0,0009	<0,0010	0,0084	0,0018
o,p'-DDT, mg/kg	789-02-6	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	0,0013	<0,0010	<0,0010	0,0064	0,0016
p,p'-DDT, mg/kg	50-29-3	0,0060	<0,0010	<0,0010	<0,0010	0,0029	<0,0010	<0,0010	0,0130	0,0052
ΣPCO, mg/kg		**0,0319**	**0,0007**	**0,0144**	**0,0134**	**0,0381**	**0,0099**	**0,0005**	**0,0648**	**0,1112***
Bifenili policlorurați										
PCB18, mg/kg	37680-65-2	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001
PCB28, mg/kg	7012-37-5	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,0091	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001
PCB31, mg/kg	16606-02-3	<0,0001	<0,0001	0,0136	0,0135	0,0119	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001
PCB52, mg/kg	35693-99-3	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001
PCB44, mg/kg	41464-39-5	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,0044	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001
PCB101, mg/kg	37680-73-2	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001
PCB118, mg/kg	31508-00-6	<0,0001	0,0002	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,0003	<0,0001	<0,0001
PCB149, mg/kg	38380-04-0	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,0012	<0,0001	0,0005	<0,0001	0,0045
PCB154, mg/kg	60145-22-4	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,0001	0,0003	0,0005	<0,0001	0,0011	0,0017
PCB138, mg/kg	35065-28-2	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,0006	0,0010	0,0023	<0,0001
PCB180, mg/kg	35065-29-3	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,0005	<0,0001	0,0005	<0,0001
PCB194, mg/kg	35694-08-7	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001
ΣPCB, mg/kg		**0,0000**	**0,0002**	**0,0136**	**0,0227**	**0,0178**	**0,0016**	**0,0018**	**0,0039**	**0,0062**

Compusul identificat	Numărul CAS	Numărul de înregistrare al probei								
		DS81	**DS82**	**DS83**	**DS84**	**DS85**	**DS86**	**DS87**	**DS88**	**DS89**
Hidrocarburi aromatice policiclice										
naftalină, mg/kg	91-20-3	<0,0010	0,0012	0,0083	<0,0010	0,0016	0,0011	0,0145	<0,0010	<0,0010
1-metilnaftalină, mg/kg	90-12-0	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010
2-metilnaftalină, mg/kg	91-57-6	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010
acenaftilen, mg/kg	208-96-8	0,0057	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	0,0148	0,0021	0,0016	<0,0010
acenaften, mg/kg	83-32-9	0,0033	<0,0010	0,0012	<0,0010	<0,0010	<0,0010	0,0032	<0,0010	<0,0010
fluoren, mg/kg	86-73-7	0,0175	0,0027	0,0024	0,0016	0,0042	0,0091	0,0073	0,0210	<0,0010
fenantren, mg/kg	120-12-7	0,0795	0,0165	0,0116	0,0072	0,0189	0,0349	0,0245	0,0808	0,0015
antracen, mg/kg	85-01-8	0,0086	0,0013	0,0013	0,0005	<0,0010	0,0108	0,0032	0,0178	<0,0010
fluoranten, mg/kg	206-44-0	0,1514	0,0103	0,0066	0,0066	0,0019	0,0062	0,0174	0,0872	0,0015
piren, mg/kg	129-00-0	0,1061	0,0082	0,0068	0,0051	0,0140	0,0293	0,0148	0,1417	0,0013
crisen, mg/kg	218-01-9	0,0469	0,0043	0,0037	0,0023	0,0014	<0,0010	0,0097	0,0623	0,0010
benzo[a]antracen, mg/kg	56-55-3	0,0573	0,0053	0,0051	0,0031	0,0019	0,0254	0,0101	0,0946	0,0013
benzo[k]-fluoranten, mg/kg	207-08-9	0,1137	0,0063	0,0065	0,0036	0,0019	0,0133	0,0176	0,0584	0,0016
benzo[b]fluoranten, mg/kg	205-99-2	0,1203	0,0055	0,0055	0,0027	0,0019	0,0144	0,0271	0,0579	0,0011
benzo[e]piren, mg/kg	192-97-2	0,0020	<0,0010	0,0011	0,0013	0,0029	0,0022	0,0110	0,0267	0,0011
perilen, mg/kg	198-55-0	0,0045	0,0012	0,0013	0,0012	0,0041	0,0041	0,0074	0,0264	0,0012
trifenilen, mg/kg	217-59-4	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010
benzo[a]piren, mg/kg	50-32-8	0,0111	0,0046	0,0033	0,0026	0,0054	0,0153	0,0111	0,0774	0,0015
indeno[1,2,3-c,d]piren, mg/kg	193-39-5	0,0967	0,0043	0,0036	0,0023	0,0016	<0,0010	0,0144	0,0488	0,0012
dibenzo[a,h]antracen, mg/kg	53-70-3	0,0126	0,0014	0,0025	<0,0010	<0,0010	0,0025	<0,0010	0,0111	<0,0010
benzo[g,h,i]perilen, mg/kg	191-24-2	0,0632	0,0036	0,0069	0,0020	0,0022	0,0051	<0,0010	0,0337	0,0017
ΣHAP, mg/kg		**0,9004***	**0,0767**	**0,0777**	**0,0421**	**0,0639**	**0,1885***	**0,1954***	**0,8474***	**0,0160**

* concentrația maxim admisibilă depășită (0,1000 mg/kg ΣHAP pentru soluri agricole și 0,0200 mg/kg pentru benzo[a]piren)

Anexa 19. Concentrațiile hidrocarburilor aromatice policiclice identificate în probele de sedimente din lacul Beleu (perioada de analiză 2019)

Tabelul A19.1. Concentrațiile HAP 1-9 identificate

Indicele probei	Compusul analizat, mg/kg								
	1	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**
1	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	0,0266	<0,0010	0,0024	<0,0010	<0,0010
2	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	0,0279	<0,0010	0,0048	<0,0010	<0,0010
3	<0,0010	<0,0010	<0,0010	0,0130	0,2282	0,0143	0,2561	0,1813	0,0603
4	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	0,0175	<0,0010	0,0175	0,0081	<0,0010
5	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	0,0254	<0,0010	0,0232	0,0120	<0,0010
6	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	0,0198	<0,0010	0,0065	<0,0010	<0,0010
7	0,0149	<0,0010	<0,0010	<0,0010	0,0955	0,0099	0,0414	0,0303	0,0138
8	0,0199	<0,0010	<0,0010	0,0178	0,0821	0,0090	0,0402	0,0289	0,0072
9	0,0096	0,0056	0,0060	0,0195	0,1746	0,0253	0,2375	0,1858	0,0617
10	0,0034	<0,0010	<0,0010	0,0074	0,0733	0,0097	0,1160	0,0900	0,0296
11	0,0065	<0,0010	<0,0010	0,0136	0,0618	0,0072	0,0498	0,0362	0,0110
12	0,0114	<0,0010	<0,0010	0,0195	0,1414	0,0212	0,2106	0,1550	0,0705
13	0,0095	<0,0010	<0,0010	0,0166	0,1031	0,0132	0,1145	0,0885	0,0292
14	0,0072	<0,0010	<0,0010	0,0131	0,0900	0,0104	0,0788	0,0614	0,0193
15	0,0138	<0,0010	<0,0010	0,0163	0,0999	0,0082	0,0530	0,0395	0,0130

Tabelul A19.2. Concentrațiile HAP 10-16 identificate și ΣHAP

Indicele probei	Compusul analizat, mg/kg							**ΣHAP, mg/kg**
	10	**11**	**12**	**13**	**14**	**15**	**16**	
1	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	0,0005	<0,0010	**0,0295**
2	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	0,0005	<0,0010	**0,0332**
3	0,0883	0,0561	0,0287	0,0424	0,0193	0,0005	0,0237	**1,0122***
4	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	0,0005	<0,0010	**0,0436**
5	0,0017	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	0,0005	<0,0010	**0,0628**
6	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	0,0005	<0,0010	**0,0268**
7	0,0242	0,0185	<0,0010	0,0109	<0,0010	<0,0010	<0,0010	**0,2594***
8	0,0121	0,0110	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	<0,0010	**0,2282***
9	0,0966	0,0567	0,0307	0,0419	0,0205	<0,0010	0,0308	**1,0028***
10	0,0476	0,0368	0,0246	0,0264	0,0170	<0,0010	0,0239	**0,5057***
11	0,0190	0,0178	<0,0010	0,0093	0,0066	<0,0010	0,0142	**0,2530***
12	0,0970	0,0741	0,0438	0,0586	0,0323	<0,0010	0,0460	**0,9814***
13	0,0492	0,0383	0,0246	0,0266	0,0142	<0,0010	0,0210	**0,5485***
14	0,0305	0,0260	0,0163	0,0152	0,0092	<0,0010	0,0157	**0,3931***
15	0,0211	0,0189	<0,0010	0,0114	0,0049	<0,0010	0,0099	**0,3099***

* concentrația maxim admisibilă depășită (0,1000 mg/kg ΣHAP pentru soluri agricole și 0,0200 mg/kg pentru benzo[a]piren)

HAP incluse în tabel:

1 – naftalină
2 – 1-metilnaftalină
3 – 2-metilnaftalină
4 – acenaftilen
5 – fluoren
6 – benzo[b]fluoranten
7 – antracen
8 – fenantren
9 – fluoranten
10 – piren
11 – crisen
12 – benzo[a]antracen
13 – indeno[1,2,3-c,d]piren
14 – benzo[a]piren
15 – benzo[k]fluoranten
16 – benzo[e]piren

Anexa 20. Planul de prelevare a probelor de pe situl Slobozia Mare



Fig. A20.1. Etapa I de prelevare a probelor de pe situl Slobozia Mare (anii 2013 – 2014)



Fig. A20.2. Etapa II de prelevare a probelor din situl Slobozia Mare (anii 2015 – 2016)

Anexa 21. Coordonatele punctelor de prelevare din situl Slobozia Mare

Numărul de înregistrare	Locația				Componentul de mediu	Adâncimea (cm)
	E_WGS84	N_WGS84	X Moldref99	Y Moldref99		
DS90	28,24650425	45,58569037	188022	49745	sol	0-15
DS91	28,24650425	45,58569037	188022	49745	sol	0-15
DS92	28,24650425	45,58569037	188022	49745	sol	0-15
DS93	28,24611978	45,58569885	187992	49746	sol	0-15
DS94	28,24611978	45,58569885	187992	49746	sol	0-15
DS95	28,24611978	45,58569885	187992	49746	sol	0-15
239	28,24622694	45,58399838	188000	49557	sol	0-15
240	28,24681663	45,58391819	188046	49548	sol	0-15
241	28,24735488	45,58390092	188088	49546	sol	0-15
242	28,24786748	45,58389260	188128	49545	sol	0-15
243	28,24723469	45,58569135	188079	49745	sol	0-15
244	28,24770894	45,58565599	188116	49741	sol	0-15
245	28,24790118	45,58564725	188131	49740	sol	0-15
246	28,24845226	45,58562998	188174	49738	sol	0-15
247	28,24879824	45,58563944	188201	49739	sol	0-15
248	28,24940072	45,58556825	188248	49731	sol	0-15
249	28,24603985	45,58681449	187986	49870	sol	0-15
250	28,24659114	45,58672525	188029	49860	sol	0-15
251	28,24707789	45,58680688	188067	49869	sol	0-15
252	28,24774468	45,58665481	188119	49852	sol	0-15
253	28,24642847	45,58528536	188016	49700	sol	0-15
254	28,24642847	45,58528536	188016	49700	sol	50-60
255	28,24642847	45,58528536	188016	49700	sol	90-100
256	28,24644192	45,58505143	188017	49674	sol	0-15
257	28,24644192	45,58505143	188017	49674	Sol	50-60
258	28,24644192	45,58505143	188017	49674	sol	90-100
259	28,24645515	45,58489848	188018	49657	sol	0-15
260	28,24645515	45,58489848	188018	49657	sol	50-60
261	28,24645515	45,58489848	188018	49657	sol	90-100
262	28,24650719	45,58461062	188022	49625	sol	0-15
263	28,24650719	45,58461062	188022	49625	sol	50-60
264	28,24650719	45,58461062	188022	49625	sol	90-100

Anexa 22. Concentrațiile poluanților organici persistenți identificați în probele de sol din situl Slobozia Mare (etapa I, anii 2013 – 2014)

Poluantul organic persistent analizat	Numărul de înregistrare al probei					
	DS90	DS91	DS92	DS93	DS94	DS95
Pesticide organoclorurate (mg/kg)						
a-BHC	0,0195	<0,0005	0,0018	1,0559	<0,0005	0,0040
b-BHC	0,2170	0,0417	<0,0005	3,7588	0,0136	0,0342
g-BHC	0,0187	0,0013	0,0133	0,1056	0,0013	0,0053
Heptachlor	<0,0005	<0,0005	<0,0005	0,0201	<0,0005	<0,0005
p,p-DDE	1,4663	0,4012	0,2123	1,3464	0,4171	0,3676
o,p-DDD	0,1453	0,0385	0,0050	0,0840	0,0034	0,0038
p,p-DDD	0,1361	0,0196	<0,0005	0,0667	<0,0005	<0,0005
o,p-DDT	1,2391	0,3173	0,0782	0,8904	0,0544	0,0994
p,p-DDT	1,9607	0,4526	0,2220	1,8250	0,2028	0,3550
ΣPCO (mg/kg)	5,2027	1,2722	0,5326	9,1529	0,6926	0,8693
Hidrocarburi aromatice policiclice (mg/kg)						
Naphtalene	<0,0010	<0,0010	<0,0010	0,0056	<0,0010	0,0110
Fluorene	<0,0010	<0,0010	0,0032	0,0023	0,0078	<0,0010
Phenanthrene	0,0099	0,0075	0,0151	0,0204	0,1150	0,0201
Anthracene	0,0112	<0,0010	0,0131	0,0035	<0,0010	<0,0010
Pyrene	0,0090	0,0060	0,0121	0,0251	0,1612	0,0250
Benz[a]anthracene	0,0063	0,0046	0,0047	0,0183	<0,0010	<0,0010
Benzo[k]fluoranthene	0,0199	<0,0010	<0,0010	0,0246	0,0936	0,0150
Benzo[b]fluoranthene	0,0174	<0,0010	<0,0010	0,0195	0,0070	0,0320
Benzo[e]pyrene	0,0027	0,0012	0,0016	0,0054	0,0436	0,0093
Perylene	0,0040	<0,0010	0,0022	0,0109	0,0520	0,0091
Benzo[a]pyrene	0,0046	0,0047	0,0033	0,0126	0,0056	0,0189
Benz[g,h,i]perylene	0,0031	<0,0010	0,0020	<0,0010	<0,0010	<0,0010
ΣHAP (mg/kg)	0,0881	0,0240	0,0573	0,1482	0,4858	0,1404
Bifenili policlorurați (mg/kg)						
PCB31	0,0021	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001
PCB52	<0,0001	0,0038	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001
PCB149	0,0193	0,0039	0,0010	0,0143	0,0016	0,0030
PCB154	<0,0001	0,0012	0,0021	0,0050	0,0019	0,0014
PCB138	<0,0001	<0,0001	0,0018	<0,0001	<0,0001	<0,0001
PCB180	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,0018	<0,0001	<0,0001
ΣPCB (mg/kg)	0,0214	0,0089	0,0049	0,0211	0,0035	0,0044

POPs neidentificați în probele analizate

PCO: Aldrin-R, Heptacloroepoxide, Dieldrin, Endrine
HAP: 1-Methylnaptalene, 2-Methylnaptalene, Acenaphtylene, Acenaphtene, Fluoranthene, Chrysene, Indeno(1,2,3-cdi)pyrene, Dibenz[a,h]anthracene
PCB: PCB18, PCB28, PCB44, PCB101, PCB118, PCB194

Anexa 23. Concentrațiile pesticidelor organoclorurate cercetate în probele prelevate din situl Slobozia Mare (etapa II)

Numărul de înregistrare	a-HCH	b-HCH	g-HCH	Hepta-clor	Heptacloro-epoxid	p,p-DDE	o,p-DDD	p,p-DDD	o,p-DDT	p,p-DDT	ΣPCO		
											(µg/kg)	(mg/kg)	media
239	1,1900	1,5000	0,6450	0,0100	<0,5000	324,7650	51,9100	27,8550	343,7400	393,6430	1145,2580	1,1453	**1,1501**
240	1,2200	1,4200	0,5620	0,0100	<0,5000	335,8400	53,6500	29,3200	361,2300	371,6400	1154,8920	1,1549	
241	1,0400	<0,5000	0,0650	<0,5000	0,2100	11,6650	0,3000	0,2650	3,4400	7,3130	24,2980	0,0243	**0,0253**
242	1,1600	<0,5000	0,0780	<0,5000	0,3200	12,5850	0,4500	0,2270	3,8600	7,6400	26,3200	0,0263	
243	11,9400	2,0400	1,7250	0,3700	0,2500	15,5050	1,5200	2,5550	17,9900	62,3230	116,2180	0,1162	**0,1188**
244	12,3500	2,6540	1,8590	0,2800	0,3200	16,9500	1,3440	2,9460	18,3240	64,2300	121,2570	0,1213	
245	1,8800	<0,5000	1,0750	0,3600	<0,5000	10,2350	0,7100	<1,0000	2,0400	3,7630	20,0630	0,0201	**0,0210**
246	1,9560	<0,5000	1,2340	0,2300	<0,5000	10,9560	0,7900	<1,0000	2,6400	4,1200	21,9260	0,0219	
247	1,9400	<0,5000	0,7050	0,0800	0,3100	9,7950	0,3700	<1,0000	0,8900	2,1430	16,2330	0,0162	**0,0165**
248	2,1100	<0,5000	0,6450	0,0650	0,2300	10,2350	0,4200	<1,0000	0,7900	2,3250	16,8200	0,0168	
249	1,3300	<0,5000	0,5650	0,2600	<0,5000	15,6350	2,5100	0,1150	5,5100	3,0930	29,0180	0,0290	**0,0300**
250	1,4200	<0,5000	0,4950	0,3200	<0,5000	16,9350	2,9500	0,1420	5,8620	2,8540	30,9780	0,0310	
251	2,1600	3,1900	1,0050	0,8400	<0,5000	190,0450	28,3400	17,7150	58,3700	80,3830	382,0480	0,3820	**0,3841**
252	2,2200	3,2300	0,9350	0,7500	<0,5000	196,5840	29,3500	18,3250	56,3240	78,4260	386,1440	0,3861	
253	35,0600	293,8200	18,7050	1,4700	<0,5000	402,0750	86,8400	69,2450	400,1500	443,0530	1750,4180	**1,7504**	
254	7,2500	14,2000	4,8350	3,2600	<0,5000	43,1950	1,7000	0,8350	8,9500	27,6130	111,8380	**0,1118**	
255	12,2600	8,9200	1,9350	0,7100	<0,5000	24,2950	1,0200	0,9950	9,9300	16,7230	76,7880	**0,0768**	
256	32,3000	94,2100	12,2150	<0,5000	<0,5000	225,9250	48,9500	55,1450	285,6600	280,0130	1034,4180	**1,0344**	
257	14,8100	13,6600	3,8150	1,2200	0,2600	16,4750	2,9900	3,6950	33,2200	62,0530	152,1980	**0,1522**	
258	8,850	3,6400	5,6450	1,3900	0,1600	16,5550	1,9300	1,0750	11,2900	18,1330	68,6680	**0,0687**	
259	11,1600	12,3800	5,5750	1,6800	<0,5000	164,5350	4,5700	5,4950	51,0200	156,4730	412,8880	**0,4129**	
260	2,2700	0,5700	1,4450	0,7100	<0,5000	3,5950	1,0400	0,2850	2,6800	3,9430	16,5380	**0,0165**	
261	1,9000	1,5500	1,0150	0,6800	0,1400	13,3650	4,2400	1,9550	27,6800	15,7230	68,2480	**0,0682**	
262	25,9500	69,5000	14,5450	2,0500	<0,5000	310,8150	90,2700	79,3150	241,8000	386,7930	1221,0380	**1,2210**	
263	9,1100	7,9000	5,5050	0,5500	<0,5000	17,2650	1,8700	2,0750	15,7800	45,0030	105,0580	**0,1051**	
264	8,0100	13,1600	5,8750	2,1600	<0,5000	24,0350	2,5900	4,2650	23,3500	76,8530	160,2980	**0,1603**	

* nu au fost depistate PCO: aldrin-R, dieldrin, endrin în nici o probă

Anexa 24. Coordonatele de prelevare a probelor din situl Ceadîr-Lunga

Indicele probei	Locația				Numărul de înregistrare al probei
	E_WGS84	N_WGS84	Y Moldref99	X Moldref99	
A1	28,823203	46,073692	232457	104004	215
A2	28,823203	46,073759	232737	104065	216
B1	28,823213	46,073611	232739	104074	217
B2	28,823381	46,073726	232738	104049	218
B3	28,823226	46,073840	232737	104058	219
C1	28,823377	46,073467	232751	104062	220
C2	28,823498	46,073887	232751	104033	221
sediment	28,819578	46,073222	232760	104080	222

Anexa 25. Concentrațiile bifenililor policloruraţi examinați în probele prelevate din situl Ceadîr-Lunga

Nr. d/o	Numărul CAS	Denumirea poluantului	Numărul PCB	Indicele probei							
				A1	A2	B1	B2	B3	C1	C2	Sediment
1	2050-68-2	4,4'-diclorobifenil	15	<0,0001	0,0021	<0,0001	0,0113	<0,0001	0,0015	0,0070	<0,0001
2	2050-67-1	3,3'-diclorobifenil	11	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001
3	34883-43-7	2,4'-diclorobifenil	8	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001
4	33284-50-3	2,4-diclorobifenil	7	<0,0001	0,0022	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001
Σ diclorobifenili				**<0,0001**	**0,0043**	**<0,0001**	**0,0113**	**<0,0001**	**0,0015**	**0,007**	**<0,0001**
5	37680-65-2	2,2',5-triclorobifenil	18	10,9400	0,0061	<0,0001	0,0791	0,0255	0,0082	0,0428	<0,0001
6	25323-68-6	triclorobifenil		4,6800	0,0097	0,4400	0,0194	0,0234	0,0048	0,0092	0,0015
7	7012-37-5	2,4,4'-triclorobifenil	28	13,6600	0,0078	0,5500	0,0614	0,0297	0,0073	0,0334	0,0018
8	38444-86-9	2,3',4'-triclorobifenil	33	2,3400	0,0292	0,0600	0,0187	0,0376	0,0096	0,0045	<0,0001
9	16606-02-3	2,4',5-triclorobifenil	31	57,1400	0,0271	4,3400	0,2110	0,1590	0,0216	0,1012	0,0076
10	55702-46-0	2,3,4-triclorobifenil	21	6,0800	0,0113	1,3600	0,0135	0,0283	0,0081	0,0066	0,0048
11	55702-45-9	2,3,6-triclorobifenil	24	12,6600	0,0084	0,7800	0,0294	0,0244	0,0036	0,0126	<0,0001
12	38444-81-4	2,3',5-triclorobifenil	26	341,4400	0,2660	26,4800	0,6658	0,7699	0,1005	0,2558	0,0336
13	35693-92-6	2,4,6-triclorobifenil	30	14,6600	0,0109	1,2600	0,0241	0,0300	0,0057	0,0082	0,0027
14	16606-02-3	2,4',5-triclorobifenil	31	96,5800	0,0484	8,0600	0,1412	0,1655	0,0196	0,0448	0,0079
Σ triclorobifenili				**560,1800**	**0,4249**	**43,3300**	**1,2636**	**1,2933**	**0,1890**	**0,5191**	**0,0599**
15	32598-11-1	2,3',4',5-tetraclorobifenil	70	57,1400	0,0421	5,8400	0,0446	0,0650	0,0144	0,0148	0,0041
16	41464-40-8	2,2',4,5'-tetraclorobifenil	49	44,7200	0,0355	4,4800	0,0363	0,0514	0,0106	0,0115	0,0033
17	52663-58-8	2,3,4',6-tetraclorobifenil	64	40,9400	0,0252	3,7200	0,0322	0,0452	0,0077	0,0113	0,0026
18	62796-65-0	2,2',4,6-tetraclorobifenil	50	45,0200	0,0292	5,5000	0,0288	0,0463	0,0083	0,0072	0,0034
19	35693-99-3	2,2',5,5'-tetraclorobifenil	52	24,8600	0,0166	2,7800	0,0172	0,0224	0,0053	0,0044	0,0034
20	32598-12-2	2,4,4',6-tetraclorobifenil	75	32,3200	0,0177	2,7900	0,0142	0,0222	0,0045	0,0032	0,0020
21	41464-46-4	2,3',4',6-tetraclorobifenil	71	56,5000	0,0487	6,1100	0,0324	0,0444	0,0127	0,0084	0,0040
22	41464-42-0	2,3',5,5'-tetraclorobifenil	72	58,2400	0,1115	6,3000	0,0220	0,0302	0,0237	0,0047	0,0034
23	15968-05-5	2,2',6,6'-tetraclorobifenil	54	69,7000	0,1443	8,1200	0,0316	0,0300	0,0376	0,0050	0,0042
24	33284-52-5	3,3',5,5'-tetraclorobifenil	80	108,3800	0,2337	12,5700	0,0440	0,0517	0,0571	0,0078	0,0069
25	32598-13-3	3,3',4,4'-tetraclorobifenil	77	77,8600	0,1459	9,3800	0,0264	0,0290	0,0329	0,0047	0,0045
Σ tetraclorobifenili				**615,6800**	**0,8504**	**67,5900**	**0,3297**	**0,4378**	**0,2148**	**0,0830**	**0,0418**
ΣPCB (di-, tri- și tetra-)				**1175,8600**	**1,2790**	**110,9200**	**1,6042**	**1,7307**	**0,4048**	**0,6088**	**0,1013**

Valorile sunt determinate în mg/kg

Anexa 26. Concentrațiile PCO și grupelor de PCO utilizate în calculul riscului de poluare chimică pentru situl Slobozia Mare

Nr. de înregistrare	a-HCH	b-HCH	g-HCH	ΣHCH	Hepta-clor	Heptaclor epoxid	p,p-DDE	o,p-DDD	p,p-DDD	o,p-DDT	p,p-DDT	ΣDDT și metaboliții săi	ΣPOPs
239,240	0,0012	0,0015	0,0006	0,0033	<0,0005	<0,0005	0,3303	0,0528	0,0286	0,3525	0,3826	1,1468	**1,1501**
241,242	0,0011	<0,0005	0,0001	0,0012	<0,0005	0,0003	0,0121	0,0004	0,0002	0,0037	0,0075	0,0239	**0,0254**
243,244	0,0121	0,0023	0,0018	0,0162	0,0003	0,0003	0,0162	0,0014	0,0028	0,0182	0,0633	0,1019	**0,1186**
245,246	0,0019	<0,0005	0,0012	0,0031	0,0003	<0,0005	0,0106	0,0008	<0,0010	0,0023	0,0039	0,0176	**0,0210**
247,248	0,0020	<0,0005	0,0007	0,0027	0,0001	0,0003	0,0100	0,0004	<0,0010	0,0008	0,0022	0,0134	**0,0166**
249,250	0,0014	<0,0005	0,0005	0,0019	0,0003	<0,0005	0,0163	0,0027	0,0001	0,0057	0,0030	0,0278	**0,030**
251,252	0,0022	0,0032	0,0010	0,0064	0,0008	<0,0005	0,1933	0,0288	0,0180	0,0573	0,0794	0,3768	**0,3841**
253	0,0351	0,2938	0,0187	0,3476	0,0015	<0,0005	0,4021	0,0868	0,0692	0,4002	0,4431	1,4014	**1,7505**
254	0,0073	0,0142	0,0048	0,0263	0,0033	<0,0005	0,0432	0,0017	0,0008	0,0090	0,0276	0,0823	**0,1119**
255	0,0123	0,0089	0,0019	0,0231	0,0007	<0,0005	0,0243	0,0010	0,0010	0,0099	0,0167	0,0529	**0,0768**
256	0,0323	0,0942	0,0122	0,1387	<0,0005	<0,0005	0,2259	0,0490	0,0551	0,2857	0,2800	0,8957	**1,0344**
257	0,0148	0,0137	0,0038	0,0323	0,0012	0,0003	0,0165	0,0030	0,0037	0,0332	0,0621	0,1185	**0,1522**
258	0,0089	0,0036	0,0056	0,0181	0,0014	0,0002	0,0166	0,0019	0,0011	0,0113	0,0181	0,0490	**0,0687**
259	0,0112	0,0124	0,0056	0,0292	0,0017	<0,0005	0,1645	0,0046	0,0055	0,0510	0,1565	0,3821	**0,4130**
260	0,0023	0,0006	0,0014	0,0043	0,0007	<0,0005	0,0036	0,0010	0,0003	0,0027	0,0039	0,0115	**0,0165**
261	0,0019	0,0016	0,0010	0,0045	0,0007	0,0001	0,0134	0,0042	0,0020	0,0277	0,0157	0,0630	**0,0683**
262	0,0260	0,0695	0,0145	0,1100	0,0021	<0,0005	0,3108	0,0903	0,0793	0,2418	0,3868	1,1090	**1,2211**
263	0,0091	0,0079	0,0055	0,0225	0,0006	<0,0005	0,0173	0,0019	0,0021	0,0158	0,0450	0,0821	**0,1051**
264	0,0080	0,0132	0,0059	0,0271	0,0022	<0,0005	0,0240	0,0026	0,0043	0,0234	0,0769	0,1312	**0,1604**

Anexa 27. Categoriile de hazard ale pesticidelor organoclorurate depistate în probele analizate (14; 210)

Denumirea pesticidului	Toxicitatea orală		Toxicitatea dermală		Toxicitatea prin inhalare		Carcinoge-nitatea		LD_{50} (șobolani) (mg/kg)	Toxicitatea pentru mediul acvatic				I_{t_i}
										termen scurt		termen lung		
	Categ.	Cod	Categ.	Cod	Categ.	Cod.	Categ.	Cod		Categ.	Cod	Categ.	Cod	
alfa-HCH	3	H301	4	H312	3	H331	2	H351	177	1	H400	1	H410	1,25
beta-HCH	3	H301	4	H312	3	H331	2	H351	6000	1	H400	1	H410	1,20
gama-HCH	3	H301	4	H312	4	H332	2	H351	76-88	1	H400	1	H410	1,25
Suma HCH*	3	H301	4	H312	3	H331 H332	2	H351	76	1	H400	1	H410	1,30
p,p'-DDT	3	H301	3	H311	2	H330	2	H351	87	1	H400	1	H410	1,40
o,p'-DDT	3	H301	3	H311	3	H331	2	H351	100	1	H400	1	H410	1,30
p,p'-DDE	3	H301	2	H310	2	H330	2	H351	87	1	H400	1	H410	1,45
o,p'-DDE	3	H301	3	H311	3	H331	2	H351	880	1	H400	1	H410	1,30
p,p'-DDD	3	H301	4	H312	3	H331	2	H351	113	1	H400	1	H410	1,25
o,p'-DDD	3	H301	4	H312	4	H332	2	H351	5000	1	H400	1	H410	1,15
Suma DDT și metaboliții lor*	3	H301	2	H310 H311 H312	2	H330 H331 H332	2	H351	87	1	H400	1	H410	1,45
Heptaclor	3	H301	3	H311	3	H331	2	H351	40	1	H400	1	H410	1,35
heptacloroepoxid izomer B	3	H301	3	H311	3	H331	2	H351	15	1	H400	1	H410	1,35

* în prezența tuturor izomerilor

* în amestec, la fiecare categorie, se ia în considerație poluantul cel mai toxic identificat în probă

Anexa 28. Determinarea indicilor de risc pentru poluanți și grupele de poluanți, indicilor de toxicitate și produselor acestora

Nr. de înregistrare	ΣPOPs, µg/kg	Coefi-cienții	a-HCH	b-HCH	g-HCH	ΣHCH	Heptaclor	Heptacloro-epoxid	p,p-DDE	o,p-DDD	p,p-DDD	o,p-DDT	p,p-DDT	ΣDDT și metaboliții săi
239,240	1150,0750	I_{p_i}	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	0,00	4,00	2,00	2,00	4,00	4,00	6,00
		I_{t_i}	1,25	1,20	1,25	1,30	1,35	1,35	1,45	1,15	1,25	1,30	1,40	1,45
		$I_{p_i} \cdot I_{t_i}$	2,50	2,40	2,50	2,60	2,70	0,00	5,80	2,30	2,50	5,20	5,60	8,70
241,242	25,3090	I_{p_i}	2,00	0,00	2,00	2,00	0,00	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00
		I_{t_i}	1,25	1,20	1,25	1,30	1,35	1,35	1,45	1,15	1,25	1,30	1,40	1,45
		$I_{p_i} \cdot I_{t_i}$	2,50	0,00	2,50	2,60	0,00	2,70	2,90	2,30	2,50	2,60	2,80	2,90
243,244	118,7380	I_{p_i}	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	4,00
		I_{t_i}	1,25	1,20	1,25	1,30	1,35	1,35	1,45	1,15	1,25	1,30	1,40	1,45
		$I_{p_i} \cdot I_{t_i}$	2,50	2,40	2,50	2,60	2,70	2,70	2,90	2,30	2,50	2,60	2,80	5,80
245,246	20,9945	I_{p_i}	2,00	0,00	2,00	2,00	2,00	0,00	2,00	2,00	0,00	2,00	2,00	2,00
		I_{t_i}	1,25	1,20	1,25	1,30	1,35	1,35	1,45	1,15	1,25	1,30	1,40	1,45
		$I_{p_i} \cdot I_{t_i}$	2,50	0,00	2,50	2,60	2,70	0,00	2,90	2,30	0,00	2,60	2,80	2,90
247,248	16,5265	I_{p_i}	2,00	0,00	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	0,00	2,00	2,00	2,00
		I_{t_i}	1,25	1,20	1,25	1,30	1,35	1,35	1,45	1,15	1,25	1,30	1,40	1,45
		$I_{p_i} \cdot I_{t_i}$	2,50	0,00	2,50	2,60	2,70	2,70	2,90	2,30	0,00	2,60	2,80	2,90
249,250	29,9980	I_{p_i}	2,00	0,00	2,00	2,00	2,00	0,00	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00
		I_{t_i}	1,25	1,20	1,25	1,30	1,35	1,35	1,45	1,15	1,25	1,30	1,40	1,45
		$I_{p_i} \cdot I_{t_i}$	2,50	0,00	2,50	2,60	2,70	0,00	2,90	2,30	2,50	2,60	2,80	2,90
251,252	384,0960	I_{p_i}	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	0,00	4,00	2,00	2,00	2,00	2,00	4,00
		I_{t_i}	1,25	1,20	1,25	1,30	1,35	1,35	1,45	1,15	1,25	1,30	1,40	1,45
		$I_{p_i} \cdot I_{t_i}$	2,50	2,40	2,50	2,60	2,70	0,00	5,80	2,30	2,50	2,60	2,80	5,80
253	1750,4200	I_{p_i}	2,00	4,00	2,00	4,00	2,00	0,00	4,00	2,00	2,00	4,00	4,00	6,00
		I_{t_i}	1,25	1,20	1,25	1,30	1,35	1,35	1,45	1,15	1,25	1,30	1,40	1,45
		$I_{p_i} \cdot I_{t_i}$	2,50	4,80	2,50	5,20	2,70	0,00	5,80	2,30	2,50	5,20	5,60	8,70
254	111,8380	I_{p_i}	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	0,00	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00
		I_{t_i}	1,25	1,20	1,25	1,30	1,35	1,35	1,45	1,15	1,25	1,30	1,40	1,45

Nr. de înregistrare	ΣPOPs, µg/kg	Coefi-cienții	a-HCH	b-HCH	g-HCH	ΣHCH	Heptaclor	Heptacloro-epoxid	p,p-DDE	o,p-DDD	p,p-DDD	o,p-DDT	p,p-DDT	ΣDDT și metaboliții săi
		$I_{p_i} \cdot I_{t_i}$	2,50	2,40	2,50	2,60	2,70	0,00	2,90	2,30	2,50	2,60	2,80	2,90
255	76,7880	I_{p_i}	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	0,00	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00
		I_{t_i}	1,25	1,20	1,25	1,30	1,35	1,35	1,45	1,15	1,25	1,30	1,40	1,45
		$I_{p_i} \cdot I_{t_i}$	2,50	2,40	2,50	2,60	2,70	0,00	2,90	2,30	2,50	2,60	2,80	2,90
256	1034,4200	I_{p_i}	2,00	2,00	2,00	4,00	0,00	0,00	4,00	2,00	2,00	4,00	4,00	4,00
		I_{t_i}	1,25	1,20	1,25	1,30	1,35	1,35	1,45	1,15	1,25	1,30	1,40	1,45
		$I_{p_i} \cdot I_{t_i}$	2,50	2,40	2,50	5,20	0,00	0,00	5,80	2,30	2,50	5,20	5,60	5,80
257	152,1980	I_{p_i}	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	4,00
		I_{t_i}	1,25	1,20	1,25	1,30	1,35	1,35	1,45	1,15	1,25	1,30	1,40	1,45
		$I_{p_i} \cdot I_{t_i}$	2,50	2,40	2,50	2,60	2,70	2,70	2,90	2,30	2,50	2,60	2,80	5,80
258	68,6680	I_{p_i}	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00
		I_{t_i}	1,25	1,20	1,25	1,30	1,35	1,35	1,45	1,15	1,25	1,30	1,40	1,45
		$I_{p_i} \cdot I_{t_i}$	2,50	2,40	2,50	2,60	2,70	2,70	2,90	2,30	2,50	2,60	2,80	2,90
259	412,8880	I_{p_i}	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	0,00	4,00	2,00	2,00	2,00	4,00	4,00
		I_{t_i}	1,25	1,20	1,25	1,30	1,35	1,35	1,45	1,15	1,25	1,30	1,40	1,45
		$I_{p_i} \cdot I_{t_i}$	2,50	2,40	2,50	2,60	2,70	0,00	5,80	2,30	2,50	2,60	5,60	5,80
260	16,5380	I_{p_i}	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	0,00	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00
		I_{t_i}	1,25	1,20	1,25	1,30	1,35	1,35	1,45	1,15	1,25	1,30	1,40	1,45
		$I_{p_i} \cdot I_{t_i}$	2,50	2,40	2,50	2,60	2,70	0,00	2,90	2,30	2,50	2,60	2,80	2,90
261	68,2480	I_{p_i}	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00
		I_{t_i}	1,25	1,20	1,25	1,30	1,35	1,35	1,45	1,15	1,25	1,30	1,40	1,45
		$I_{p_i} \cdot I_{t_i}$	2,50	2,40	2,50	2,60	2,70	2,70	2,90	2,30	2,50	2,60	2,80	2,90
262	1221,0400	I_{p_i}	2,00	2,00	2,00	4,00	2,00	0,00	4,00	2,00	2,00	4,00	4,00	6,00
		I_{t_i}	1,25	1,20	1,25	1,30	1,35	1,35	1,45	1,15	1,25	1,30	1,40	1,45
		$I_{p_i} \cdot I_{t_i}$	2,50	2,40	2,50	5,20	2,70	0,00	5,80	2,30	2,50	5,20	5,60	8,70
263	105,0580	I_{p_i}	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	0,00	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00
		I_{t_i}	1,25	1,20	1,25	1,30	1,35	1,35	1,45	1,15	1,25	1,30	1,40	1,45

Nr. de înregistrare	ΣPOPs, µg/kg	Coefi-cienții	a-HCH	b-HCH	g-HCH	ΣHCH	Heptaclor	Heptacloro-epoxid	p,p-DDE	o,p-DDD	p,p-DDD	o,p-DDT	p,p-DDT	ΣDDT și metaboliții săi
		$I_{p_i} \cdot I_{t_i}$	2,50	2,40	2,50	2,60	2,70	0,00	2,90	2,30	2,50	2,60	2,80	2,90
264	160,2980	I_{p_i}	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	0,00	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	4,00
		I_{t_i}	1,25	1,20	1,25	1,30	1,35	1,35	1,45	1,15	1,25	1,30	1,40	1,45
		$I_{p_i} \cdot I_{t_i}$	2,50	2,40	2,50	2,60	2,70	0,00	2,90	2,30	2,50	2,60	2,80	5,80

Anexa 29. Determinarea indicilor de risc pentru receptorii din situl Slobozia Mare

Receptorii / Proba	terenuri neutilizate			păduri şi plantaţii forestiere			plantaţii multianuale			locuri de muncă			I_r
	$I_{dist.1}$	w_1	$I_{dist.1} \cdot w_1$	$I_{dist.2}$	w_2	$I_{dist.2} \cdot w_2$	$I_{dist.3}$	w_3	$I_{dist.3} \cdot w_3$	$I_{dist.4}$	w_4	$I_{dist.4} \cdot w_4$	
239,240	2,0	1,1	2,2	14,0	1,2	16,8	14,0	1,2	16,8	14,0	1,4	19,6	55,4
241,242	2,0	1,1	2,2	10,0	1,2	12,0	14,0	1,2	16,8	14,0	1,4	19,6	50,6
243,244	8,0	1,1	8,8	10,0	1,2	12,0	14,0	1,2	16,8	14,0	1,4	19,6	57,2
245,246	4,0	1,1	4,4	8,0	1,2	9,6	14,0	1,2	16,8	14,0	1,4	19,6	50,4
247,248	4,0	1,1	4,4	4,0	1,2	4,8	14,0	1,2	16,8	14,0	1,4	19,6	45,6
249,250	10,0	1,1	11,0	10,0	1,2	12,0	14,0	1,2	16,8	14,0	1,4	19,6	59,4
251,252	8,0	1,1	8,8	8,0	1,2	9,6	14,0	1,2	16,8	14,0	1,4	19,6	54,8
253	8,0	1,1	8,8	14,0	1,2	16,8	14,0	1,2	16,8	14,0	1,4	19,6	62,0
254	8,0	1,1	8,8	14,0	1,2	16,8	14,0	1,2	16,8	14,0	1,4	19,6	62,0
255	8,0	1,1	8,8	14,0	1,2	16,8	14,0	1,2	16,8	14,0	1,4	19,6	62,0
256	4,0	1,1	4,4	14,0	1,2	16,8	14,0	1,2	16,8	14,0	1,4	19,6	57,6
257	4,0	1,1	4,4	14,0	1,2	16,8	14,0	1,2	16,8	14,0	1,4	19,6	57,6
258	4,0	1,1	4,4	14,0	1,2	16,8	14,0	1,2	16,8	14,0	1,4	19,6	57,6
259	4,0	1,1	4,4	14,0	1,2	16,8	10,0	1,2	12,0	10,0	1,4	14,0	47,2
260	4,0	1,1	4,4	14,0	1,2	16,8	10,0	1,2	12,0	10,0	1,4	14,0	47,2
261	4,0	1,1	4,4	14,0	1,2	16,8	10,0	1,2	12,0	10,0	1,4	14,0	47,2
262	4,0	1,1	4,4	14,0	1,2	16,8	14,0	1,2	16,8	14,0	1,4	19,6	57,6
263	4,0	1,1	4,4	14,0	1,2	16,8	14,0	1,2	16,8	14,0	1,4	19,6	57,6
264	4,0	1,1	4,4	14,0	1,2	16,8	14,0	1,2	16,8	14,0	1,4	19,6	57,6

Anexa 30. Condițiile de sporire și diminuare a dispersiei poluanților pe situl Slobozia Mare[4]

Calea de dispersie	Direcție	Condițiile sitului	239,240	241,242	243,244	245,246	247,248	249,250	251,252	253	254	255	256	257	258	259	260	261	262	263	264
Dispersia cu ajutorul vântului	Sporire	• distrugeri ale construcțiilor, ce permite pătrunderea prafului, particulelor și vaporilor în atmosferă	+	-	-	-	-	-	-	+	-	-	+	-	-	-	-	-	+	-	-
		• prezența stocurilor de chimicale neambalate și neizolate de acțiunea factorilor atmosferici	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	+	-	-	-	-	-	+	-	-
		• prezența terenurilor deschise pe sit (contribuie la formarea prafului contaminat și creșterea vitezei de răspândire a acestuia)	+	+	+	+	+	+	+	+	-	-	+	-	-	+	-	-	+	-	-
		• poziționarea depozitului sau rezervorului la o altitudine mai mare (determină impactul frecvenței și intensității vântului)	+	-	-	-	-	-	-	+	-	-	+	-	-	-	-	-	+	-	-
		• lipsa sectoarelor forestiere pe perimetrul sitului (factor ce limitează acțiunea vântului)	+	+	+	+	+	+	+	+	-	-	+	-	-	-	-	-	+	-	-
		• lipsa construcțiilor relativ înalte ce limitează acțiunea vântului	+	+	+	+	+	+	+	+	-	-	+	-	-	+	-	-	+	-	-
		• prezența vădită a poluanților pe sit etc.	+	-	-	-	-	-	-	+	-	-	+	-	-	-	-	-	+	-	-
		$\sum I_{v_{sporire}}$	6	3	3	3	3	3	3	7	0	0	7	0	0	2	0	0	7	0	0
		• prezența pădurilor, fâșiilor forestiere pe perimetrul sitului	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-
		$\sum I_{v_{diminuare}}$	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
	Sporire	• deteriorarea vădită a construcțiilor ce permite acumularea apei atmosferice și infiltrarea ei în sol	+	-	-	-	-	-	-	+	-	-	+	-	-	-	-	-	+	-	-

[4] Factorii fără influență asupra tuturor probelor au fost excluși din anexă

Calea de dispersie	Direcție	Condițiile sitului	239,240	241,242	243,244	245,246	247,248	249,250	251,252	253	254	255	256	257	258	259	260	261	262	263	264
Infiltrarea în orizonturile subterane		• înhumarea poluanților fără ambalarea și izolarea, preventivă și corespunzătoare, de acțiunea factorilor de mediu	+	-	-	-	-	-	-	+	-	-	+	-	-	-	-	-	+	-	-
		• distrugerea fântânilor, rezervoarelor de păstrare a chimicalelor	+	-	-	-	-	-	-	+	-	-	+	-	-	-	-	-	+	-	-
		• distrugerea sau absența barierelor de redirecționare a fluxurilor de precipitații atmosferice, în special a celor torențiale	+	-	-	-	-	-	-	+	-	-	+	-	-	-	-	-	+	-	-
		• poziționarea sitului la altitudini joase (condiționează acumularea precipitațiilor și distanța mică până la apele subterane)	-	+	+	+	+	+	+	-	+	+	-	+	+	+	+	+	-	+	+
		• înclinarea mică a suprafeței sitului	+	-	-	-	-	-	-	+	-	-	+	-	-	+	-	-	+	-	-
		• semne vădite de poluare a sitului etc.	+	-	-	-	-	-	-	+	-	-	+	-	-	-	-	-	+	-	-
		$\sum I_{i_{sporire}}$	6	1	1	1	1	1	1	6	1	1	6	0	0	2	1	1	6	1	1
	Diminuare	$\sum I_{i_{diminuare}}$	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Scurgerea de suprafață	Sporire	• distrugerea construcțiilor de depozitate de pe sit	+	-	-	-	-	-	-	+	-	-	+	-	-	-	-	-	+	-	-
		• distrugerea construcțiilor rezervoarelor de stocare și păstrare a poluanților	+	-	-	-	-	-	-	+	-	-	+	-	-	-	-	-	+	-	-
		• depozitarea cantităților mari de poluanți fără ambalarea și/sau izolarea corespunzătoare de acțiunea factorilor de mediu	+	-	-	-	-	-	-	+	-	-	+	-	-	-	-	-	+	-	-
		• semne vădite de poluare a sitului etc.	+	-	-	-	-	-	-	+	-	-	+	-	-	-	-	-	+	-	-
		$\sum I_{s_{sporire}}$	4	0	0	0	0	0	0	4	0	0	4	0	0	0	0	0	4	0	0
	Diminuare	• absența sau deteriorarea semnificativă a trotuarelor de lângă pereții construcției diminuează scurgerea de suprafață, dar sporește infiltrarea în adâncime	+	-	-	-	-	-	-	+	-	-	+	-	-	-	-	-	+	-	-

Calea de dispersie	Direcție	Condițiile sitului	239,240	241,242	243,244	245,246	247,248	249,250	251,252	253	254	255	256	257	258	259	260	261	262	263	264
		• lipsa râpilor, râurilor, depresiunilor, ce indică prezența scurgerilor de suprafață	+	+	+	+	+	+	+	+	-	-	+	-	-	+	-	-	+	-	-
		• lipsa semnelor evidente de poluare a sitului	-	+	+	+	+	+	+	-	+	+	-	+	+	+	+	+	-	+	+
		• unghiul relativ mic de înclinație a pantei	+	-	-	-	-	-	-	+	-	-	+	-	-	-	-	-	+	-	-
		• prezența fâșiilor forestiere pe perimetrul sitului, prezența plantațiilor dense de arbuști în imediata apropiere (până la 50 m)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-
		$\sum I_{s_{diminuare}}$	3	2	2	2	2	2	2	3	1	1	3	1	1	3	1	1	3	1	1
Dispersia prin intermediul omului și animalelor	Sporire	• absența sau deteriorarea semnificativă a îngrădirii sitului	+	+	+	+	+	+	+	+	-	-	+	-	-	+	-	-	+	-	-
		$\sum I_{o_{sporire}}$	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0
	Diminuare	$\sum I_{o_{diminuare}}$	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Anexa 31. Calculul indicilor potențialului de dispersie a poluanților pentru situl Slobozia Mare

Calea de dispersie	Componenții calculului	239, 240	241, 242	243, 244	245, 246	247, 248	249, 250	251, 252	253	254	255	256	257	258	259	260	261	262	263	264
Dispersia cu ajutorul vântului	$I_{d_{vânt}}$	6	3	3	3	3	3	3	7	0	0	7	0	0	1	0	0	7	0	0
	$m_{vânt}$	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8
Infiltrarea în orizonturile subterane	$I_{d_{infil.}}$	6	1	1	1	1	1	1	6	1	1	6	0	0	2	1	1	6	1	1
	$m_{infil.}$	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Scurgerea de suprafață	$I_{d_{scurg.}}$	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0
	$m_{scurg.}$	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6
Dispersia prin intermediul omului și animalelor	$I_{d_{om}}$	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0
	m_{om}	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
	I_d	74	29	29	29	29	29	29	82	3	3	82	0	0	16	3	3	82	3	3

Anexa 32. Acţiunea fitotoxică a solului poluat asupra semințelor

Tabelul A32.1. Acţiunea fitotoxică a solului poluat asupra semințelor de dovleac

Numărul probei și varianta	ΣPOPs, mg/kg	Lungimea rădăcinilor, mm		Lungimea plantulelor, mm		Gradul toxicității, %
		M ± m	% la Martor	M ± m	% la Martor	
Martor (H_2O)	-	62,18 ± 13,15	100,00	48,56 ± 12,06	100,00	-
Sol de referință	<0,0005	82,89 ± 16,78	133,31	67,20 ± 14,06	138,39	-33,31
DS 73 (6/1)	0,0320	75,40 ± 14,74	121,26	52,79 ± 12,96	108,70	-21,26
DS 80 (7/5)	0,0497	68,03 ± 13,83	109,42	73,04 ± 12,28	150,41	-9,42
DS 76	0,1050	136,94 ± 23,90	220,24	62,33 ± 10,21	128,36	-120,24
DS 92	0,5948	102,33 ± 23,21	164,58	64,35 ± 11,97	132,51	-64,58
DS 95 (6)	1,0152	79,07 ± 15,04	127,17	50,12 ± 9,77	103,20	-27,17
253/15, S29,S1, SM	1,7504	75,26 ± 13,71	121,04	56,56 ± 10,99	116,47	-21,04
DS 90 (1)	5,3122	72,21 ± 8,75	116,14	70,27 ± 10,93	144,71	-16,14
DS 93	9,3221	112,93 ± 18,80	181,63	73,66 ± 14,73	151,68	-81,63
SD-01	250,0000	9,15 ± 2,65	14,71	3,50 ± 1,13	7,21	85,29

Tabelul A32.1. Acţiunea fitotoxică a solului poluat asupra semințelor de ovăz

Numărul probei și varianta	ΣPOPs, mg/kg	Lungimea rădăcinilor, mm		Lungimea plantulelor, mm		Gradul toxicității, %
		M ± m	% la Martor	M ± m	% la Martor	
Martor (H_2O)		103,33 ± 16,93	100,00	80,58 ± 12,27	100,00	-
sol de referință	<0,0005	142,11 ± 21,81	137,53	119,89 ± 18,72	148,78	-37,53
DS 73 (6/1)	0,0320	70,13 ± 13,08	67,86	68,69 ± 19,47	85,24	32,14
DS 80 (7/5)	0,0497	68,67 ± 15,01	66,45	75,33 ± 17,15	93,49	33,55
DS 76	0,1050	109,75 ± 13,22	106,21	126,25 ± 23,43	156,67	-6,21
DS 92	0,5948	110,13 ± 18,55	106,58	81,13 ± 17,79	100,68	-6,58
DS 95 (6)	1,0152	117,42 ± 23,10	113,63	87,95 ± 19,96	109,14	-13,63
253/15, S29, S1, SM	1,7504	73,50 ± 12,84	71,13	65,54 ± 22,19	81,33	28,87
DS 90 (1)	5,3122	50,35 ± 14,65	48,73	39,46 ± 18,48	48,97	51,27
DS 93	9,3221	88,30 ± 18,78	85,46	94,36 ± 22,47	117,10	14,54
SD-01	250,0000	7,61 ± 1,59	7,37	0,06 ± 0,11	0,07	92,63

Anexa 33. Imagini din cadrul experimentului de acțiune a extractelor apoase ce conțin POPs asupra organismelor testate.



Fig. A33.1. Proba de control



Fig. A33.2. Proba 215_{100}



Fig. A33.3. Proba 1612_{100}



Fig. A33.4. Proba $SD\text{-}01_{100}$

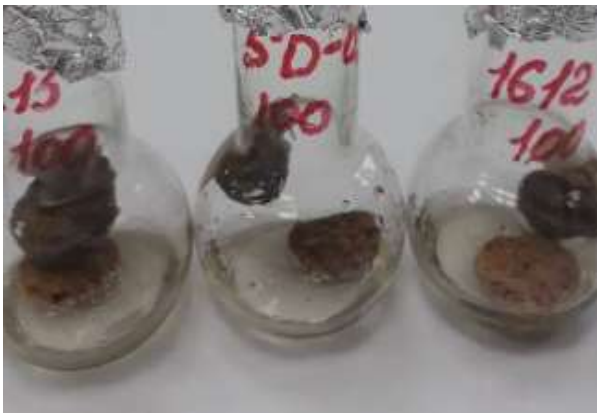


Fig. A33.5. Acțiunea asupra melcilor de livadă



Fig. A33.6. Acțiunea asupra insectelor

Anexa 34. Planul de atribuire a numerelor de înregistrare pentru studierea biodiversității edafice

Zona, lotul, parcela	Nr. semiprofilului	Adâncimea, cm	Nr. de înregistrare
Zona A, lot cu depozit de pesticide lichidate, partea de jos	1	0-10	160
		10-20	161
		20-30	162
		30-40	163
		> 40	164
Zona A, lot cu depozit de pesticide lichidate, partea de mijloc	2	0-10	165
		10-20	166
		20-30	167
		30-40	168
		> 40	169
Zona A, lot cu depozit de pesticide lichidate, partea de sus	3	0-10	170
		10-20	171
		20-30	172
		30-40	173
		> 40	174
Zona B, lot cu perdele de protecție forestieră de 30 de ani	4	0-10	175
		10-20	176
		20-30	177
		30-40	178
		> 40	179

Anexa 35. Planul de prelevare și rezultatele analizei calitative și cantitative a pesticidelor organoclorurate în probele destinate studierii faunei edafice

Nr. de înregistrare	Concentrația poluanților analizați, mg/kg*									
	α-HCH	β-HCH	γ-HCH	δ-HCH	o,p′-DDE	p,p′-DDE	o,p′-DDD	p,p′-DDD	o,p′-DDT	p,p′-DDT
160	0,3110	<0,0005	<0,0005	0,0140	2,9570	35,8180	2,0490	3,4900	681,2480	285,5250
161	0,1881	0,1871	<0,0005	<0,0005	0,7445	7,3904	0,4584	0,8752	140,1414	62,5343
162	0,0472	0,0266	<0,0005	<0,0005	0,1296	1,5551	0,0653	0,1063	18,6984	8,4626
163	0,2929	<0,0005	<0,0005	<0,0005	0,0586	0,5313	0,0343	0,0495	6,3014	2,1675
164	0,0317	0,0072	0,0036	0,0013	0,0142	0,1813	0,0076	0,0168	2,0261	1,0668
165	0,1928	<0,0005	<0,0005	<0,0005	2,0012	13,7659	0,4447	0,3131	85,3373	24,4188
166	0,2081	0,2132	<0,0005	0,0112	5,9221	15,5020	0,5335	0,1601	179,2721	10,0082
167	0,2590	0,1440	<0,0005	0,0090	8,5200	20,7320	0,6030	0,2270	236,9660	2,5430
168	0,1196	0,0603	0,0109	0,0018	0,9930	2,1499	0,1648	0,0310	28,3259	1,0961
169	0,0055	0,0230	<0,0005	<0,0005	0,0559	0,1894	0,0074	0,0051	1,9462	0,2556
170	0,0602	0,1970	0,0236	0,0031	0,0873	2,5286	0,0890	0,0316	11,4355	2,9457
171	0,0763	0,0637	0,0091	0,0015	0,0200	0,5384	0,0213	0,0087	1,6992	0,5020
172	0,0348	0,0372	0,0057	0,0011	0,0124	0,3088	0,0149	0,0074	1,1632	0,4338
173	0,0069	0,0040	0,0006	<0,0005	0,0084	0,1440	0,0036	0,0031	0,4969	0,1877
174	0,0400	0,0424	0,0050	0,0003	0,0353	0,5091	0,0308	0,0359	5,4903	1,2563
175	0,0548	0,0054	0,0045	0,0010	0,0018	0,0418	0,0033	0,0040	0,3686	0,1920
176	0,2645	0,0149	0,0271	0,0047	0,0066	0,0574	0,0039	0,0060	0,5032	0,2297
177	0,0353	0,0046	0,0035	0,0009	0,0048	0,0383	0,0019	0,0041	0,4165	0,2138
178	0,0223	0,0025	0,0018	0,0005	0,0045	0,0360	0,0030	0,0041	0,4907	0,2426
179	0,0993	0,0069	0,0081	0,0015	0,0047	0,0576	0,0018	0,0080	0,4722	0,2681

* valorile au fost aproximate până la ordinul zecilor de miimi

Anexa 36. Diversitatea nevertebratelor (exemplare/m^2) la nivel de familii în materialul pământos din situl Slobozia-Dușca

Nr. d/o	Familiile și specii de nevertebrate	Zona A.1	Zona A.2	Zona A.3	Zona B
1	*Lumbricidae* (*Apporrectodea caliginosa*)	24	0	0	0
	Lumbricidae (*Octilasion lacteum*)	0	40	0	0
	Lumbricidae (alte specii)	0	0	16	216
2	*Enidae* (*Chondrula tridens*)	48	224	80	0
3	*Helicidae* (*Cepaea vindobonesis*)	24	40	0	0
4	*Discidae* (*Discus ruderatus*)	0	8	0	0
5	*Hygromiidae* (*Euomphalia strigella*)	0	0	8	0
6	*Oniscidae*	0	8	0	0
7	*Pentatomidae* (*Aelia acuminata*)	8	8	0	0
8	*Pentatomidae* (*Eurydema ventralis*)	0	8	0	0
9	*Pentatomidae* (*Aelia rostrata*)	0	8	0	0
10	*Nabidae* (*Nabis rugosus*)	0	8	0	0
11	*Coreidae* (*Coreus marginatus*)	0	8	0	0
12	*Miridae*	0	0	8	0
13	*Thomisidae* (*Xysticus ulmi*)	0	8	0	0
14	*Clubionidae*	0	0	0	8
15	*Julidae*	0	8	0	0
16	*Carabidae* (imago+larve)	0	8	8	0
17	*Carabidae* (*Harpalus affinis*)	0	0	8	0
18	*Aphrophoridae* (*Philaenus spumarius*)	0	0	8	0
19	*Coccinellidae*	0	0	0	8
20	*Staphylinidae*	0	0	0	48
21	*Forficulidae* (*Forficula auricularia*)	0	0	0	16
22	*Rhyparochromidae* (*Rhyparochromus vulgaris*)	0	0	0	8
23	*Formicidae*	+	+	+++	+++++
24	Specii neidentificate	32	72	32	16
	În total	**136**	**456**	**168**	**320**

DECLARAȚIA PRIVIND ASUMAREA RĂSPUNDERII

Subsemnata, Nicolau Elena declar pe răspundere personală că materialele prezentate în teza de doctorat sunt rezultatul propriilor cercetări şi realizări ştiinţifice. Conştientizez că, în caz contrar, urmează să suport consecinţele în conformitate cu legislaţia în vigoare.

Nicolau Elena

„27" martie 2025

CV-UL CANDIDATULUI



DATE GENERALE

Elena Nicolau Data nașterii: 16/05/1980

Locul nașterii: Bender Gen: Feminin

Cetățenie: moldoveană Telefon: (+373) 67517715

E-mail: elena.nicolau@sti.usm.md, nicolau.elena@chisinau.edu.md, nlinks@mail.ru

Facebook: https://www.facebook.com/elena.nicolau.12/ Skype: nlinks1

Adresă:

Muncă: str. Academiei 3, Institutul de Chimie al USM, 2028, Chișinău, Moldova

Acasă: șos. Muncești, 790/1, ap. 24, 2029, Chișinău, Moldova

EXPERIENȚA PROFESIONALĂ

[2015 – În curs] Cercetător științific

Institutul de Chimie al USM, Chișinău, Moldova

[2020 – În curs] Asistent universitar

Universitatea Pedagogică de Stat „Ion Creangă”, Chișinău, Moldova

[2002 – În curs] Profesor de chimie, grad didactic superior

IP Școala Profesională nr. 4, mun. Chișinău, Chișinău, Moldova

[2013 – 2015] Cercetător științific stagiar

Institutul de Geologie și Seismologie, Chișinău, Moldova

EDUCAȚIE ȘI FORMARE PROFESIONALĂ

[1997 – 2002] Licențiat în chimie

Universitatea de Stat din Moldova, Chișinău, Moldova

[2002 – 2003] Magistru în chimie

Universitatea de Stat din Moldova, Chișinău, Moldova |

[2013 – 2017] Studii de doctorat

Institutul de Chimie, USM, Chișinău, Moldova |

COMPETENȚE LINGVISTICE Limbă(i) maternă(e): *română*

Altă limbă (Alte limbi):

rusă Comprehensiune orală C2 Citit C2 Scris C2 Exprimare scrisă C2 Conversație C2

engleză Comprehensiune orală A2 Citit A2 Scris 2 Exprimare scrisă A1 Conversație A1

COMPETENȚE DIGITALE

Navigare Internet | Social Media | Utilizare buna a programelor de comunicare (mail, messenger, skype) | buna utilizare a rețelelor de socializare | Zoom | GoogleMeet | Microsoft Office | Google Drive

PROIECTE

[2024 – 2027] Cercetări avansate în chimia computațională și ecologică, identificarea procedeelor tehnologice de tratare, formare a calității și cantității apelor (cod: 010603)

[2020 – 2023] ANCD/20.80009.7007.20. Studiul și gestionarea surselor de poluare pentru elaborarea recomandărilor de implementare a măsurilor de reducere a impactului negativ asupra mediului și sănătății populației

[2019 – 2021] UNDP/CCAC/2019. Suport pentru planificarea acțiunilor la nivel național în vederea reducerii poluanților climatici de scurtă durată

[2018 – 2021] Proiectul Black Sea BSB27 "MONITOX" (Romania, Moldova, Grecia)

[2015 – 2019] CSSDT/15.817.02.19A. Studierea complexă a mediului geologic pentru prevenirea poluării și utilizarea rațională a resurselor minerale

[2013 – 2015] Proiectul transfrontalier "Cross-border interdisciplinary cooperation to prevent natural disasters and mitigate environmenta lpollution in the Lower Danube Euroregion" (Moldova-România-Ucraina)

DISTINCȚII ONORIFICE ȘI PREMII

[22/05/2021] Diploma of gold medal, Instituția emitentă: EUROINVENT BOOK SALON

[01/03/2025] Diploma Ministerului Educației și Cercetării, Instituția emitentă: MEC

PUBLICAȚII RELEVANTE

1. POSTOLACHI, O.; RASTIMESINA, I.; VORONA, V.; **NICOLAU, E.;** CULIGHIN, E. et al. Dynamics of microbial population in the soil during bioremediation. *Analele Universității din Oradea, Fascicula Biologie. University of Oradea Publishing Hous*e. 2023, 30 (2), pp. 180-186. ISSN 1224-5119. Disponibil: https://www.bioresearch.ro/2023-2/180-186-AUOFB.30.2.2023-POSTOLACHI.O.-Dynamics.of.microbial.population.pdf [accesat 2025-03-05] (**IF 0,50**).
2. **NICOLAU, E.** Estimarea riscului de poluare chimică cu bifenili policlorurați a stației de transformatoare din orașul Ceadâr-Lunga. *Akademos*. 2024, 2 (73), pp. 58-64. ISSN 1857-0461. Disponibil: https://doi.org/10.52673/18570461.24.2-73.05 [accesat 2025-03-05].
3. BOGDEVICH, O.; ENE, A.; CADOCHNIKOV, O.; CULIGHIN, E.; **NICOLAU, E.** et al. The study of POPs contaminated sites in Danube river basin of Republic Moldova for risk assessment and remediation actions. In: *Contaminated sites*, 2016, Bratislava, Slovacia, pp. 64-68. ISBN 978-80-89503-54-4. Disponibil: https://ibn.idsi.md/sites/default/files/imag_file/64-68_26.pdf [accesat 2025-03-05].

4. **NICOLAU, E.** Evaluarea concentrației substanțelor PAH și POP în sedimentele din lacul Beleu. In: *Tendințe contemporane ale dezvoltării științei: viziuni ale tinerilor cercetători.* Materialele conferinței, Ed. 5, 15 martie 2016. Chișinău: Ed. UnAȘM, 2016, vol. 2, pp. 95-100. Disponibil: https://ibn.idsi.md/sites/default/files/imag_file/95-100_1.pdf [accesat 2025-03-05].
5. DUCA, GH.; LUPAȘCU, T.; **NICOLAU E.** și E. CULIGHIN. *Chimia ecologică și a mediului*/ Univ. de Stat „Dimitrie Cantemir", Inst. De Chimie, Școala Doctorală: Științe Chimice și Tehnologice. – Chișinău: US „Dimitrie Cantemir", 2018 (Tipogr. „Biotehdesign"). – 250 p.; tab., ISBN 978-9975-108-51-5.
6. DUCA, GH. și **E. NICOLAU.** *Chimia ecologică a apei. Standarde de calitate* / Univ. de Stat „Dimitrie Cantemir", Inst. de Chimie, Școala Doctorală: Științe Chimice și Tehnologice. – Chișinău: US „Dimitrie Cantemir", 2018 (Tipogr. „Biotehdesign"). – 75 p.: tab., ISBN 978-9975-108-58-4.