

ACADEMIA DE ȘTIINȚE A MOLDOVEI
INSTITUTUL DE ZOOLOGIE

Cu titlu de manuscris
C.Z.U. : 638.12: 502/504 (478) (043.2)

GLIGA OLESEA

APIMONITORINGUL CALITĂȚII MEDIULUI AMBIANT
ÎN ZONA DE CENTRU A REPUBLICII MOLDOVA

166.01 - ECOLOGIE

Teză de doctor în științe biologice

Conducător științific:

TODERAȘ ION, doctor habilitat,
profesor universitar, academician.

Autorul:

CHIȘINĂU, 2016

© Gliga Olesea, 2016

CUPRINS

ADNOTĂRI	5
LISTA ABREVIERILOR	8
INTRODUCERE	9
1. MONITORIZAREA FACTORILOR POLUANȚI ÎN MEDIUL AMBIANT	16
1.1. Factorii poluanți ai mediului ambiant	16
1.2. Impactul metalelor grele și pesticidelor asupra mediului și populației	26
1.3. Albinele și produsele lor, potențiali bioindicatori ai poluării mediului	32
1.4. Concluzii la capitolul 1	37
2. MATERIALE ȘI METODE DE CERCETARE	39
2.1. Schema cercetărilor, descrierea siturilor amplasării stupinelor experimentale ...	39
2.2. Metoda decelării metalelor grele și pesticidelor în componentele mediului și produsele apicole	45
2.3. Metodele statistice și biometrice utilizate	50
2.4. Concluzii la capitolul 2	51
3. METALELE GRELE ÎN COMPONENTELE MEDIULUI, CORPUL ALBINEI MELIFERE ȘI ÎN PRODUSELE APICOLE	52
3.1. Conținutul metalelor grele în componentele mediului și produsele apicole	52
3.1.1. Conținutul metalelor grele în sol, apă și florile plantelor melifere	52
3.1.2. Conținutul metalelor grele în corpul albinelor	60
3.1.3. Conținutul metalelor grele în produsele apicole	64
3.2. Corelația între conținutul de metale grele în produsele apicole și corpul albinei ..	78
3.3. Influența metalelor grele asupra viabilității și productivității familiilor de albine .	83
3.4. Concluzii la capitolul 3	86
4. PESTICIDELE ÎN MEDIUL AMBIANT ȘI RELAȚIA POLUANȚILOR CU ALBINA MELIFERĂ ȘI PRODUSELE EI	89
4.1. Conținutul reziduurilor de pesticide în componentele mediului și produsele apicole .	89
4.1.1. Conținutul reziduurilor de pesticide organoclorurate în sol și apă	89
4.1.2. Conținutul reziduurilor de pesticide organoclorurate, organofosforice și piretroide în produsele apicole	94
4.2. Relația poluanților din mediul ambiant cu albina meliferă și produsele ei	101
4.3. Concluzii la capitolul 4	111
CONCLUZII GENERALE ȘI RECOMANDĂRI	113
BIBLIOGRAFIE	116

ANEXE	127
Anexa 1. Date privind nivelul utilizării pesticidelor în Republica Moldova	128
Anexa 2. Nivelul metalelor grele în sol după diferiți autori	129
Anexa 3. Conținutul metalelor grele în corpul albinelor după diferiți autori	130
Anexa 4. Concentrația metalelor grele în produsele apicole după diferiți autori	132
Anexa 5. Relația între conținutul metalelor grele în componentele apicole și activitatea vitală a familiilor de albine	133
Anexa 6. Conținutul poluanților în componentele mediului în diferite situri cu impact .	134
Anexa 7. Conținutul poluanților în corpul albinelor și produsele apicole	135
Anexa 8. Acte de implementare	137
Anexa 9. Diplomă la Expoziție Internațională	142
DECLARAȚIA PRIVIND ASUMAREA RĂSPUNDERII	143
CV-ul AUTORULUI	144

ADNOTARE

Gliga Olesea „Apimonitoringul calității mediului ambiant în zona de centru a Republicii Moldova”, teză de doctor în științe biologice, or. Chișinău, 2016.

Teza conține: Introducere, 4 capitole, concluzii generale și recomandări, 219 referințe bibliografice, 9 anexe, 115 pagini de text de bază, 39 tabele și 12 figuri. Rezultatele obținute sunt publicate în 8 lucrări științifice.

Cuvinte - cheie: monitoring, mediu, poluare, *Apis mellifera*, metale grele, pesticide.

Domeniul de studiu: Ecologie.

Scopul lucrării: Dezvoltarea biomonitoringului calității mediului ambiant în Republica Moldova prin intermediul *Apis mellifera* L. și a produselor ei, elaborarea unor propuneri de evaluare/estimare a nivelului de poluare a ecosistemelor naturale și antropizate.

Obiectivele lucrării: Determinarea conținutului metalelor grele (*Pb*, *Cd*, *Cu*) în componentele mediului (sol, apă, flori) și componentele apicole (corp albine, polen, miere, propolis); determinarea reziduurilor de pesticide (organoclorurate, organofosforice și piretroide) în componentele mediului și componentele apicole; elucidarea corelației poluării mediului ambiant cu conținutul poluanților în corpul albinei melifere și produsele ei; cercetarea influenței poluanților asupra viabilității și productivității familiilor de albine; elaborarea propunerilor de evaluare a calității mediului ambiant.

Noutatea și originalitatea științifică. În premieră pentru Republica Moldova a fost efectuată o cercetare științifică complexă de monitorizare a calității mediului prin intermediul albinei melifere privind conținutul și distribuirea metalelor grele (*Pb*, *Cd*, *Cu*) și pesticidelor (organoclorurate, organofosforice și piretroide) în componentele mediului și componentele apicole în situri cu diferit impact antropic. A fost studiată influența metalelor grele asupra viabilității și productivității familiilor de albine. A fost elucidată relația concentrației metalelor grele și pesticidelor în componentele mediului și concentrația acestora în corpul albinelor și produselor apicole.

Problema științifică importantă soluționată constă în dezvoltarea apimonitoringului calității mediului ambiant, astfel că ne-am propus elaborarea unui procedeu de evaluare a nivelului de poluare a mediului ambiant, fapt ce a permis la sporirea obiectivității evaluării și accesibilității largi de utilizare (a acestui procedeu) de către persoanele interesate (apicultori, agricultori, ecologiști, asociații turistice etc).

Semnificația teoretică. În rezultatul cercetărilor s-au acumulat noi cunoștințe privind conținutul și distribuirea metalelor grele în componentele mediului (sol, apă, floră), albine și produsele apicole (polen, miere, propolis) din situri cu diferit impact antropic.

Valoarea aplicativă a lucrării. Rezultatele cercetărilor pun baza biomonitoringului ecologic și evaluarea nivelului de poluare a mediului ambiant, utilizând pentru aceasta albina meliferă și produsele ei.

Implementarea rezultatelor științifice. În baza cercetărilor efectuate a fost elaborat un procedeu de evaluare a gradului de poluare a mediului ambiant cu metale grele prin intermediul unor produse apicole (polenul) și realizate 5 implementări.

АННОТАЦИЯ

Глига Олеся "Апимониторинг качества окружающей среды на примере *Apis mellifera* L. в центральной зоне Республики Молдова". Диссертация на соискание учёной степени доктора биологических наук. Кишинев, 2016.

Работа состоит из: введения, 4-х глав, выводов и рекомендаций, 219 библиографических ссылок, 9 приложений, 115 страниц основного текста, 39 таблиц и 12 рисунков. Полученные результаты были опубликованы в 8 научных работах.

Ключевые слова: мониторинг, окружающая среда, загрязнение, *Apis mellifera*, тяжелые металлы, пестициды.

Область исследования: Экология.

Цель исследования: Развитие биомониторинга состояния окружающей среды в Республике Молдова на примере пчел *Apis mellifera* L. и продуктов пчеловодства, разработка предложений для оценки уровня загрязнения природных и антропогенных экосистем.

Задачи исследования: Определение содержания тяжелых металлов (*Pb*, *Cd*, *Cu*) и пестицидов (хлорорганических, фосфорорганических и пиретроидов) в составе компонентов окружающей среды (почве, воде, цветах), в организме пчел и продуктах пчеловодства; установление корреляции загрязнения окружающей среды с содержанием поллютантов в медоносной пчеле и продуктах пчеловодства; изучение влияния загрязняющих веществ на жизнедеятельность пчелиных семей и их продуктивность; разработка предложений для оценки качества окружающей среды.

Научная новизна: Впервые в Республике Молдова было выполнено научное исследование по комплексному мониторингу качества окружающей среды с помощью медоносных пчел, по содержанию и распространению тяжелых металлов (*Pb*, *Cd*, *Cu*) и пестицидов (хлорорганических, фосфорорганических и пиретроидных) в компонентах окружающей среды (почве, воде и цветах), в пчелах и продуктах пчеловодства (пыльце, меде и прополисе), в зонах с различным антропогенным влиянием. Было изучено влияние тяжелых металлов на жизнеспособность и продуктивность пчелиных семей. Была выявлена связь концентрации тяжелых металлов и пестицидов в составе компонентов окружающей среды и их содержания в организме пчел и продуктах пчеловодства.

Важная научная задача, решенная в данной работе, состоит в развитии апимониторинга качества окружающей среды, что привело к разработке способа оценки уровня загрязнения окружающей среды, увеличивающего объективность такой оценки, что дает широкий доступ к использованию этого способа заинтересованными лицами (пчеловодами, фермерами, экологами и т. д.).

Теоретическая значимость работы. В результате проведенных научных исследований были накоплены новые знания по содержанию и распределению тяжелых металлов в компонентах окружающей среды (почве, воде, цветах), в пчелах и продуктах пчеловодства (пыльце, меде, прополисе), в зонах с разным антропологическим воздействием.

Практическая важность работы. Результаты исследования закладывают основу экологического биомониторинга и могут быть применены для оценки степени загрязнения окружающей среды, используя знания о содержании поллютантов в медоносной пчеле и продуктах пчеловодства.

Внедрение научных результатов. На основании проведенных исследований был разработан способ оценки степени загрязнения окружающей среды тяжелыми металлами, используя как биоиндикатор продукт пчеловодства (пыльцу), который был внедрен в 5 районах республики.

ANNOTATION

Gluga Olesea. „Apimonitoring the environmental quality in the central area of the Republic of Moldova". Thesis of PhD in Biology. Chişinău, 2016.

The thesis consists of: introduction, four chapters, conclusions and recommendations, and also contains 219 references, 9 annexes. It is presented on 115 pages of basic text, 39 tables and 12 figures. The obtained results are published in 8 scientific papers.

Keywords: monitoring, environment, pollution, *Apis mellifera*, heavy metals, pesticides.

Field of the study: Ecology.

The aim of the study: Development the bio monitoring of environmental quality in the Republic of Moldova through *Apis mellifera* L. and their products, elaboration of some proposals for evaluation the pollution levels of natural and anthropogenic ecosystems.

Objectives: Determination the contents of heavy metals (*Pb*, *Cd*, *Cu*) and pesticides residues (organochlorine, organophosphate and pyrethroid) in the environmental components, in the bees body and in the beekeeping products; establishing the correlation of environmental pollution with honey bee and its products; studying the influence of pollutants on vital activity of bee families and their productivity, elaboration of proposals for environmental quality assessment.

Scientific novelty and originality. For the first time in the Republic of Moldova, it was performed a complex scientific research for monitoring environmental quality through honeybee regarding the content and distribution of heavy metals (*Pb*, *Cd*, *Cu*) and pesticides (organochlorine, organophosphate and pyrethroid) in the environmental components (soil, water, flowers), bees and bee products (pollen, honey and propolis) in areas with different anthropic impact. It was studied the influence of heavy metals on the bees families viability and productivity. It was elucidated the relationship of heavy metals and pesticides concentration in the environmental components and their concentration in the bees body and bee products.

The scientific problem solved in the thesis, consist in the development of apimonitoring for the estimation of the environmental quality, which has led to the the elaboration of a method that increases the objectivity of assessing the degree of environmental pollution, which allowed a wide user accessibility by concerned persons (beekeepers, farmers, ecologists etc.).

Theoretical significance of the study: the scientific research results have been completed with new knowledge on the content and distribution of heavy metals in the environmental components (soil, water, flora), bees and bee products (pollen, honey, propolis) in areas with different anthropic impact.

The practical value. The research results have laid the basis for ecological monitoring and assess the levels of environmental pollution, using honey bee and its products.

Implementation of scientific results. Based on the performed research, it has been developed a method for assessing the degree of environmental pollution with heavy metals through bee product (pollen) and realised 5 implementation.

LISTA ABREVIERILOR

CMA - concentrația maximă admisibilă

DDT - diclordifeniltriclorețan

DDE - diclordifenildiclorețilen

DDD - diclordifenildiclorometilmetan

DMCM - Direcția de Monitoring al Calității Mediului din cadrul Serviciului Hidrometeorologic de Stat

FAO - Food and Agriculture Organization

HCH - hexaclorciclohexan

IES - Inspectoratul Ecologic de Stat

LMA - limita maximă admisibilă

MG - metale grele

M - media aritmetică a caracterului

OMS- Organizația mondială a sănătății

POP - poluanți organici persistenți

P - pragul de certitudine a concluziei

r_{xy} - coeficientul de corelație a două caractere

SHS- Serviciul Hidrometeorologic de Stat

t_d - coeficientul de certitudine a diferenței

UE - Uniunea Europeană

INTRODUCERE

Actualitatea și importanța cercetărilor. Poluarea mediului reprezintă un pericol major pentru tot ce înseamnă viață - fie că ne referim la omul însuși, fie la aer, apă, sol, floră, faună etc. Dintre principalii poluanți ai mediului fac parte metalele grele (MG) și pesticidele. Acestea se caracterizează prin stabilitate sporită, care se concentrează în verigile lanțurilor trofice și manifestă un impact negativ asupra mediului și sănătății umane. Concentrația metalelor grele, în special a *Pb* și *Cd*, în componentele mediului este influențată în mare măsură de activitățile industriale, întreprinderile de producere a energiei electrice și termice, transportul auto, deșeuri etc. [19, 36, 44, 63]. Prezența pesticidelor organoclorurate, a metaboliților și izomerilor lor în componentele mediului (apă, sol, floră, faună) se datorează utilizării intense în trecut nu prea îndepărtat al acestora în agricultura Moldovei [50, 65]. Utilizarea pesticidelor în agricultură continuă și în prezent, cu preparate de generație nouă, care sunt mai puțin stabile în componentele mediului și au un ritm de biodegradare mai rapid. În comparație cu pesticidele, metalele grele nu sunt biodegradabile, au caracter, în general, puțin mobil, din care cauză persistă în compartimentele de stocare pentru o perioadă lungă de timp [33, 157, 211].

Unele metale grele, aflându-se în componentele biosferei peste nivelul concentrației maxime admisibile (CMA), sunt toxice pentru mediul ambiant, inclusiv pentru animale și om. În acest caz se constată o situație poluantă a mediului. Impactul nociv al hiperconcentrației metalelor grele asupra omului și animalelor se exprimă prin dereglarea echilibrului activității vitale, creșterea incidenței bolilor sistemului nervos, cardiovascular și oncologic, scăderea reproducției și productivității. Metalele grele sunt emise în aer, apă și sol de sursele poluante antropogene și de fenomenele naturale geologo-climatice, fiind acumulate, ulterior, de flora și fauna ecosistemelor terestre și acvatice.

Totodată, unele metale grele din componentele mediului ambiant, conținându-se în anumite concentrații, au un rol benefic de catalizare și menținere constantă a multiplelor procese fiziologice ale plantelor, animalelor și omului.

În acest context, monitorizarea concentrației metalelor grele în componentele mediului ambiant reprezintă o problemă extrem de importantă, deoarece permite evaluarea în dinamică a factorilor de mediu.

Nivelul de poluare a mediului înconjurător poate fi determinat prin metode fizice, chimice și prin utilizarea organismelor bioindicatoare. Biomonitoringul poate fi definit ca folosirea organismelor sau bio - materialelor pentru estimarea gradului de poluare sau stării generale a ecosistemelor [82, 208]. Monitorizarea biologică reprezintă o completare a supravegherii instrumentale care este, de regulă, costisitoare și inaccesibilă pentru majoritatea persoanelor fizice și juridice din Republica Moldova, în special, pentru agricultorii și apicultorii

care doresc să afle în mod operativ o informație prealabilă despre calitatea mediului ambiant într-o zonă concretă cu perspectivă de ameliorare a producției agricole sau apicole organice.

În multe țări ale lumii, tot mai frecvent, se pune accentul pe conceptul de monitorizare a mediului prin intermediul albinei melifere (*Apis mellifera* L.) sau mai nou apimonitoring [82, 120, 144, 186, 195, 197, 199, 202].

Specia *Apis mellifera* are o importanță deosebită, pentru menținerea echilibrului ecosistemelor naturale și antropizate și pentru rolul său economic și social, exprimat prin beneficiile rezultate de polenizarea dirijată a culturilor agricole și valorificarea produselor apicole oferite.

În căutarea hranei, albina meliferă vizitează aproape toate componentele de mediu, colectând o gamă vastă de produse biologice primare (polen, nectar, mană, propolis) și, concomitent cu depozitarea în stup, aduce și poluanții conecși, care pot avea un impact negativ atât asupra organismului albinelor, cât și a produselor apicole, iar prin acestea, asupra sănătății populației.

Apimonitoringul ar putea prezenta un element important în șirul măsurilor de evaluare a impactului unor factori poluanți într-un ecosistem. Albinele, absorbind poluanții direct din aer sau apă, devin indirect, prin intermediul polenului și nectarului, o sursă posibilă de poluare a produselor apicole [82, 199].

Albinele melifere sunt considerate indicatori biologici buni pentru că dezvăluie nivelul degradării mediului habitat. Dezvăluirea se transmite prin două semnale: unul este mai evident și se exprimă prin mortalitatea ridicată (în cazul pesticidelor), în timp ce al doilea este mai puțin evident (în cazul contaminării cu metale grele) și se exprimă prin acumularea reziduurilor în corpul acestora, diminuând productivitatea și afectând inofensivitatea produselor apicole, ambele semnale pot fi detectate prin intermediul analizelor respective de laborator [137, 187].

Atractivitatea albinei în calitate de detector ecologic se bazează pe mai multe particularități ale caracterelor morfologice și etologice, cum ar fi: rata mare de reproducere a familiilor de albine, durata de viață mică, facilitarea reținerii particulelor de poluanți pe corpul ei datorită acoperirii cu peri, sensibilitatea sporită la substanțele toxice, mobilitate mare, ceea ce permite monitorizarea unei arii impunătoare a mediului înconjurător [106, 187, 203].

După Stoker, 1980 *Apis mellifera* este considerată un „bioindicator ideal”, iar produsele apicole precum sunt polenul, mierea, propolisul etc. pot furniza o cantitate adecvată de material biologic, care poate fi ușor colectat și analizat [199].

Cercetările privind acumularea metalelor grele în corpul albinelor și produsele lor au început încă din secolul XX [82, 88, 125, 141, 144]. Numeroase cercetări (Bratu et al., 2005 [131]; Ефименко, 2012 [84]; Туктарова, Фархутдинов, 2010 [104]; Roman et al., 2011 [196];

Bonvehí and Bermejo, 2013 [123] și alții), din diferite țări, au demonstrat că acumularea metalelor grele în corpul albinelor și produsele lor este mai intensă în siturile influențate de emisiile industriale și cele de la transportul auto.

În pofida faptului că au fost efectuate multiple cercetări, totuși, există și multe controverse în ceea ce privește identificarea markerului perfect, dintre albine, păstură, miere, propolis, în calitate de bioindicator în monitorizarea poluanților din mediul ambiant. Unii cercetători consideră albinele buni indicatori ai poluării mediului urban și industrial [158, 208], alții consideră păstura indicator adecvat în poluarea mediului cu metale grele [90,102], propolisul, de asemenea, este considerat marker util în monitorizarea mediului [195].

În acest context, identificarea celui mai eficient bioindicator apicol pentru monitorizarea și evaluarea calității mediului ambiant prezintă unul dintre cei mai importanți vectori ai cercetării de față.

Prin intermediul albinelor și produselor lor a fost constatată și eficiența monitorizării pesticidelor, în special din agroecosisteme [118, 126, 177, 188, 199].

Analiza științifică a situației în domeniu confirmă faptul că utilizarea albinei melifre și produselor acestora în calitate de bioindicatori ai nivelului de poluare a mediului prezintă pentru Republica Moldova un avantaj, deoarece permite:

- a) estimarea calității mediului în diferite zone antropice din țară;
- b) determinarea gradului de puritate, a stării de conservare și regenerare a diferitor ecosisteme;
- c) derularea unor cercetări științifice privind corelarea poluanților în lanțul trofic al naturii;
- d) utilizarea rezultatelor cercetărilor în certificarea inofensivității produselor alimentare apicole.

Scopul lucrării constă în dezvoltarea biomonitoringului calității mediului ambiant în Republica Moldova prin intermediul *Apis mellifera* L. și a produselor ei, elaborarea unor propuneri de evaluare/estimare a nivelului de poluare a ecosistemelor naturale și antropizate.

Obiectivele lucrării:

- determinarea conținutului metalelor grele (*Pb*, *Cd*, *Cu*) în componentele mediului (sol, apă, flori) și componentele apicole (corp albine, polen miere, propolis);
- determinarea pesticidelor (organoclorurate, organofosforice și piretroide) în componentele mediului și componetele apicole
- elucidarea corelației poluării mediului ambiant cu conținutul poluanților în corpul albinei melifere și produsele ei;
- cercetarea influenței poluanților asupra viabilității și productivității familiilor de albine;

- elaborarea propunerilor de evaluare a calității mediului ambiant.

Noutatea și originalitatea științifică a cercetărilor

În premieră pentru Republica Moldova:

- ❖ Au fost efectuate cercetări științifice complexe de monitorizare a calității mediului prin intermediul *Apis mellifera* și al produselor ei (polen, miere, propolis) privind conținutul și distribuția unor MG (*Pb*, *Cd*, *Cu*), pesticide organoclorurate (HCH, DDX), pesticide organofosforice (carbofuran, carbaril, malation, coumafos) și piretroide (trans-permetri, cipermetrin, alfa-cipermetrin, deltametrin) în componentele mediului (sol, apă, flori), corp albine și produse apicole (polen, miere, propolis) în funcție de site („forestier”, „agricol”, „transport auto”, „industrial”) cu diferit impact antropic. S-a constatat că concentrația *Pb*, *Cd*, *Cu* și a pesticidelor în lanțul trofic depinde, în mare măsură, de locul amplasării stupinei și de existența în aceasta a diferitelor tipuri de surse poluante.
- ❖ A fost determinată corelația între conținutul metalelor grele în produsele apicole și conținutul acestora în corpul albinelor în toate cele 4 situri de cercetare. Ca rezultat, a fost depistată o corelație pozitivă semnificativă între concentrația metalelor grele în produsele apicole (polen și miere) și conținutul acestora în corpul albinelor.
- ❖ A fost studiată influența metalelor grele asupra viabilității și productivității familiilor de albine, prin determinarea corelațiilor conținutului de *Pb*, *Cd* și *Cu* în albine, produse apicole și indicii de vitalitate (viabilitatea puietului, rezistența la boli) și productivitatea familiilor de albine.
- ❖ A fost elucidată relația între concentrația de MG (*Pb*, *Cd*, *Cu*) în componentele mediului și concentrația acestora în corpul albinelor și produsele lor, în urma căreia s-a constatat faptul că odată cu creșterea conținutului de *Pb*, *Cd* și *Cu* în componentele mediului crește semnificativ concentrația lor în întreg sistemul (albine, polen, miere și propolis). Aceeași legătură este caracteristică și pentru pesticidele organoclorurate.

Problema științifică importantă soluționată constă în dezvoltarea apimonitorungului calității mediului ambiant, astfel că ne-am propus elaborarea unui procedeu de evaluare a nivelului de poluare a mediului ambiant, fapt ce a permis la sporirea obiectivității evaluării și accesibilității largi de utilizare (a acestui procedeu) de către persoanele interesate (apicultori, agricultori, ecologiști etc.).

Semnificația teoretică. Rezultatele cercetărilor au completat cunoștințele privind conținutul și distribuția metalelor grele (*Pb*, *Cd*, *Cu*) în componentele de mediu (sol, apă, flori), albine și produsele apicole (polen, miere, propolis) în 4 situri de cercetare cu diferit impact antropic, corelațiile între aceste componente, influența poluanților asupra viabilității și productivității familiilor de albine, precum și conținutul de pesticide: organoclorurate (Σ HCH -

izo - suma α , β , γ - HCH; Σ DDX - suma o,p' DDT; p,p' DDT; p,p' DDE; o,p' DDD; p,p' DDD), organofosforice (carbofuran, carbaril, malation, coumaphos) și piretroide (trans-permetrin, cipermetrin, alfa-cipermetrin, deltamethrin) în lanțul trofic: sol - apă - albine - polen - miere și relația concentrației de pesticide organoclorurate (Σ HCH și Σ DDX) în sol și concentrația acestora în polen.

Valoarea aplicativă. Rezultatele cercetărilor pun baza biomonitoringului ecologic și evaluarea nivelului de poluare a mediului ambiant utilizând albina meliferă și produsele ei. Procedeele elaborate de noi în baza rezultatelor obținute sporesc semnificativ, comparativ cu cele clasice existente, obiectivitatea evaluării nivelului de poluare a componentelor de mediu, simplifică substanțial procedurile metodice de evaluare, reduc la minim costurile acestora, imprimă o accesibilitate de aplicare largă de către multiple persoane fizice și juridice interesate: ecologi, apicultori, agricultori - cultivatori de produse apicole bio, asociații turistice, stațiuni balneare etc.

Implementarea rezultatelor științifice. În baza cercetărilor efectuate a fost elaborat un procedeu de evaluare a gradului de poluare a mediului ambiant cu metale grele prin intermediul polenului colectat de albine, care reflectă adecvat gradul de poluare a mediului, simplifică substanțial metodele de evaluare și reduce la minimum costul acestora. Concentrația Pb, Cd și Cu în polen este în strânsă corelație cu concentrația acestora în inflorescența plantelor melifere și componentele de mediu. Rezultatele cercetărilor au fost implementate în 5 raioane ale Republicii Moldova

Aprobarea rezultatelor tezei. Rezultatele principale ale cercetărilor științifice au fost expuse în cadrul forurilor științifice de specialitate: The Vth International Conference of Zoologist. „Actual problems of protection and sustainable use of the animal world diversity”. Chisinau, 2011; The VIIIth International conference of Zoologists. „Actual problems of protection of sustainable use of the animal world diversity”. Chisinau, 2013; Scientific International Symposium. „Soil and food, resources for healthy living” Iasi, Romania 2015.

Publicații la tema tezei. Principalele rezultate ale tezei au fost prezentate în 8 lucrări științifice.

Volumul și structura tezei. Teza este expusă pe 115 pagini de text de bază și constă din adnotare, introducere, sinteza bibliografică, materiale și metode de cercetare, rezultatele cercetărilor incluse în 2 capitole, concluzii generale și recomandări, indicele bibliografic include 219 referințe. Materialul ilustrativ include 9 anexe, 39 tabele și 12 figuri. Volumul total al lucrării constituie 144 pagini.

Cuvinte - cheie: monitoring, mediu, poluare, *Apis mellifera*, metale grele, pesticide.

Sumarul compartimentelor tezei.

Teza constă din 4 capitole.

Capitolul 1. „Monitorizarea factorilor poluanți în mediul ambiant”. Primul capitol prezintă o analiză a situației ecologice privind conținutul poluanților precum sunt metalele grele (*Pb*, *Cd*, *Cu*) și pesticidele (organoclorurate, organofosforice și piretroide) în componentele de mediu, atât la nivel național cât și internațional. Sunt caracterizate procesele de preluare și acumulare a metalelor grele de către plante, precum și descrise efectele nocive ale acestora asupra vegetației. A fost evidențiat impactul și toxicitatea metalelor grele și pesticidelor asupra mediului ambiant și populației. De asemenea, a fost descris detaliat potențialul bioindicator al albinelor (*Apis mellifera*) și produselor lor (polen, miere și propolis) în calitate de instrument metodic de evaluare a nivelului de poluare a mediului și importanța acestuia în evaluarea ecosistemelor. În urma analizei surselor biografice, au fost menționate particularitățile caracterelor morfologice și etologice ale albinei melifere care o identifică drept un „bun” indicator în elucidarea stării de calitate a mediului. De asemenea, au fost descriși și alți marcheri apicoli în monitorizarea calității mediului ambiant.

Capitolul 2. „Materiale și metode de cercetare”. În capitolul dat sunt descrise cele 4 situri de amplasare a stupinelor experimentale, precum sunt: siturile „forestier”, „agricol”, „transport auto” și „industrial”. Sunt caracterizate baza meliferă, potențialele surse de poluare și condițiile meteorologice din perioada de cercetare. Sunt redate metodele de prelevare a probelor de sol, apă, floră, albine și produsele lor. Este descrisă metodică determinării metalelor grele în componentele de mediu și componentele apicole în conformitate cu standardele naționale și internaționale în vigoare. De asemenea, a fost descris și principiul metodei determinării pesticidelor organoclorurate, organofosforice și piretroide în probele de sol, apă, albine, polen și miere. Sunt redate metodele statistice și biometrice variaționale folosite la prelucrarea și interpretarea rezultatelor cercetărilor.

Capitolul 3. „Metalele grele în componentele mediului, corpul albinei melifere și în produsele apicole”. În acest capitol sunt expuse rezultatele cercetărilor privind conținutul de *Pb*, *Cd* și *Cu* în sol, apă și plantele melifere, precum și în corpul albinelor, polen, miere și propolis în toate cele 4 situri de cercetare. Este elucidată corelația între concentrația de metale grele în produsele apicole și conținutul acestora în corpul albinei, cu determinarea criteriului de certitudine (t_r) a rezultatelor obținute. Pentru prima dată a fost cercetată influența *Pb*, *Cd* și *Cu* asupra viabilității și productivității familiilor de albine, de asemenea, sunt descrise corelațiile poluanților între componentele apicole și indicii de vitalitate și productivitatea de miere a familiilor de albine.

Capitolul 4. „Pesticidele în mediul ambiant și relația poluanților cu albina meliferă și produsele ei”. Acest capitol cuprinde rezultatele cercetării privind reziduurile de pesticide: organoclorurate (Σ HCH - izo - suma α , β , γ - HCH; Σ DDX - suma o,p' DDT; p,p' DDT; p,p'

DDE; o,p' DDD; p,p' DDD), organofosforice (carbofuran, carbaril, malation, coumaphos) și piretroide (trans-permetrin, cipermethrin, alfa-cipermethrin, deltamethrin) în componentele mediului (sol și apă), albine și produsele ei (polen și miere) în 3 zone de cercetare. Este determinată diferența (d) valorii concentrațiilor de pesticide în aceste zone și calculată certitudinea (t_d) rezultatelor folosind analiza statistică biometrică variațională. Este descrisă relația poluanților din mediul ambiant cu albina meliferă și produsele ei. Astfel, este redată relația dinamicii concentrației atât a metalelor grele (*Pb*, *Cd*, *Cu*), cât și a pesticidelor organoclorurate (Σ HCH și Σ DDT) în componentele de mediu și concentrația acestora în corpul albinelor și în produsele lor.

1. MONITORIZAREA FACTORILOR POLUANȚI ÎN MEDIUL AMBIANT

1.1. Factorii poluanți ai mediului ambiant

În ultimele decenii factorii antropici de poluare a aerului atmosferic au început să-i depășească după amploare pe cei naturali, căpătând un caracter global. Emisiile în atmosferă a noxelor au un impact negativ atât asupra ecosistemelor, cât și a sănătății umane, de asemenea, sunt potențiali de a modifica însăși proprietățile atmosferei, ceea ce poate avea consecințe ecologice și climatice nefaste. Protecția aerului atmosferic, în ultimul timp, a devenit una din problemele prioritare [1,5].

Calitatea aerului atmosferic în Republica Moldova este influențată de emisiile provenite din trei tipuri de surse poluante - **sursele fixe**, care includ centralele electrotermice (CET-urile) și cazangeriile, întreprinderile „industriale” în funcțiune; - **sursele mobile**, care includ transportul auto, feroviar, aerian, fluvial și tehnica agricolă; - **transferul transfrontalier de noxe** [46].

De cele mai multe ori, acțiunea directă a poluării aerului este rezultatul interacțiunii mai multor poluanți prezenți concomitent în atmosferă și numai rareori acțiunea unui singur poluant. Principalii poluanți din atmosferă sunt: monoxidul de carbon, oxizi de azot, dioxid de sulf, dioxid de azot, suspensii solide totale, suspensii solide cu fracția 10 mkm, fenolii, aldehida formică, metalele grele (*Pb, Cd, Cu, Zn, Ni, Cr*), ploile acide [44, 46].

Conform surselor bibliografice în perioada postbelică, depunerile atmosferice a MG au fost în permanentă creștere, însă în ultimele două decenii au înregistrat o scădere, datorită utilizării filtrelor moderne la instalațiile industriale și implementării stricte a legislației de mediu [136, 201].

În ultimii ani, calitatea aerului în Europa s-a îmbunătățit. Emisiile mai multor poluanți au fost reduse cu succes, spre exemplu, aproape toate stațiile care monitorizează nivelul de plumb în aer raportează niveluri ale concentrației de *Pb* sub limitele stabilite în legislația UE. Însă poluarea cu particule și cu ozon troposferic, în special, continuă să reprezinte riscuri grave pentru sănătatea cetățenilor europeni [1].

Atmosfera este cel mai important vector de răspândire a poluanților, efectele cărora se resfrâng direct sau indirect asupra oamenilor și componentelor de mediu. Conform datelor din literatură [152], principalele metale grele sunt: *Cd, Pb, Hg, Co, Cr, Cu, Ni* și *Zn* cu un impact negativ asupra mediului, acestea fiind emise în atmosferă sub forma de praf, iar la temperaturi ridicate - sub formă de gaze, de la procesele de ardere a combustibililor și de la diferitele procese industriale.

Principalele surse de poluare a componentelor de mediu cu MG în Republica Moldova sunt dererminate de emisiile provenite de la mijloacele de transport, întreprinderile de producere a energiei electrice si termice (CET-uri), procesele tehnologice de producere a cimentului, sticlei, materialelor de construcție etc., din gospodăriile comunale și sectorul agricol, din praful ce se ridică de pe drumurile neasfaltate și impactul transfrontalier [10, 19, 46, 63].

Un pas important pentru reducerea efectelor negative ale metalelor grele asupra mediului l-a constituit semnarea și ratificarea de către 41 de state membre ale Convenției de la Geneva a Protocolului de la Arhus (1998) privind supravegherea și evaluarea depunerilor și transportul transfrontalier de metale grele în zona Europeană (Programul European de Monitoring și Evaluare). Acest Protocol vizează metalele grele precum *Pb*, *Cd* și *Hg*, reprezentând un risc semnificativ pentru om și mediu, însă pe lândă aceste metale au fost recomandate pentru monitorizare și asemenea metale ca: *As*, *Cr*, *Cu*, *Ni* și *Zn* [152].

Din momentul evacuării în mediu, poluanții nu rămân la sursa de evacuare ci, împreună cu masele de aer, pot fi transportați la distanțe mari. Conținutul și cantitatea poluanților în stratul atmosferic de la suprafața solului depinde de condițiile meteorologice și de particularitățile proceselor sinoptice, care influențează poluarea aerului în diferite regiuni [5].

Conform Inspectoratului Ecologic de Stat (IES), substanțele organice volatile, precum sunt poluanții organici persistenți (POP), MG, reprezintă cca 3,5% din emisiile totale. Statistica demonstrează: calitatea aerului atmosferic în orașele mari, cum ar fi Chișinău, Bălți, Cahul și altele, este influențată preponderent de emisiile provenite de la mijloacele de transport și întreprinderile mari, pe când în centrele raionale și în localitățile rurale – de la emisiile întreprinderilor mai mici, cazangeriilor și surselor casnice [46].

Pe parcursul ultimilor ani, în calitate de surse puternice antropogene, care influențează negativ calitatea aerului în republică, ramâne transportul auto, acesta fiind anual în creștere cu 10-15%, cota de poluare constituind cca. 85% din emisiile totale de noxe. Din aceste surse provin emisii în cantități mari de plumb, hidrocarburi, oxizi de carbon, oxizi de azot și de sulf etc., în funcție de diferiți factori: calitatea combustibilului utilizat, starea tehnică a vehiculelor, numărul unităților de transport exploatat, starea drumurilor etc. [19, 26, 36, 46, 63].

Dacă în localitățile rurale emisiile gazelor de eșapament constituie 36%, atunci în cele urbane – până la 80%. În aglomerările urbane mari, traficului rutier i se datorează 90% din concentrațiile de monoxid de carbon și plumb din aer [34].

Calitatea aerului atmosferic este influențată și de poluarea transfrontalieră. Conform datelor Programului European de Monitoring și Evaluare (EMEP), noxele din precipitațiile atmosferice provin preponderent din surse de poluare transfrontalieră. Cantitatea de poluanți poate varia spre majorare sau micșorare, în dependență de condițiile climatice. Aerosolii, precum

gazele, suspensiile particulelor mici solide și lichide, fiind dizolvate în vaporii norilor sau picăturilor de ploaie, odată cu căderea precipitațiilor, reprezintă în fond calea pe care majoritatea acestor poluanți ajung pe suprafața solului, apelor, plantelor. Precipitațiile atmosferice încărcate cu metale grele constituie una din sursele majore de poluare, afectând atât solul, cât și apele, flora și fauna, în situl lor de impact.

Poluanții organici persistenți sunt substanțele chimice cu o stabilitate sporită, care se concentrează în verigile lanțurilor trofice biologice și care manifestă un impact negativ asupra sănătății omului și mediului înconjurător.

Conținutul poluanților în sol

Solul este una din cele mai importante resurse naturale ale țării. Spre deosebire de celelalte componente ale mediului înconjurător, solul are rolul unui nutrient biotic cu proprietăți de absorbant, autopurificator și neutralizator biologic de poluanți, mineralizator al reziduurilor organice. Însă, cu regret, capacitatea de autopurificare naturală a solului este la limită.

În Republica Moldova, pe lângă procesele de degradare fizică și deșertificare, mai există și problema poluării solurilor. În ultimele decenii poluarea de fond a solurilor a devenit mai puțin actuală datorită reducerii principalelor surse de poluare difuză. S-au redus semnificativ cantitățile de fertilizanți și pesticide aplicate în agricultură [63].

Conform unor informații [34], majoritatea solurilor Republicii Moldova sunt slab și mijlociu poluate cu metale grele. Concomitent cu majorarea cantității acestor elemente chimice în sol, sporește și acumularea lor în plante. De asemenea, aceeași sursă menționează că concentrația metalelor grele în sol este condiționată în cel mai înalt grad de degajările industriale și cele provenite de la transportul auto. Cantitatea unor metale grele în stratul arabil al solurilor este comparativ mai mare nu doar din cauza acumulării lor biologice sau/și tehnogene, dar și, inclusiv, drept consecință a administrării îngrășămintelor minerale.

Răspândirea *Pb* în natură este direct proporțională cu numărul unităților de transport și se regăsește în proporție de 64% din totalul particulelor în suspensii evacuate [19]. Conform hotărârii Organizației Mondiale a Sănătății, *Pb* este considerat unul din primii indici de evaluare a poluării mediului ambiant, fiind și unul dintre cei mai periculoși poluanți din clasa întâi.

Potrivit cercetărilor efectuate în ultimii ani [3,7], se constată o poluare sporită a plantelor și a solului cu metale grele în siturile adiacente traseelor auto. Cu toate acestea, în Republica Moldova nu se efectuează cercetări științifice suficiente și nu există un control ecologic complex al impactului transportului auto asupra mediului.

Dacă cercetările din anii '90 demonstau că în raza orașului Chișinău practic lipseau soluri cu conținut sporit de *Pb*, atunci cercetările de după 1990 – până în 2008 denotă o creștere a

acestora [10]. Însă în ultimii ani a fost diminuată problema poluării solurilor cu *Pb* de-a lungul drumurilor, datorită faptului că s-a redus conținutul de *Pb* în combustibilul utilizat de transport.

În Germania, gazelor de eșapament le revine 2/3 din totalul emisiilor de *Pb*, iar volumul anual de emisie a *Pb* constituie 3,4 mii tone. Odată cu gazele de eșapament evacuate, se elimină cca 70% de *Pb* sub formă de particule fine care se dispersează în mediul înconjurător. Particulele relativ mai mari ($> 0,005\text{mm}$) se depun nemijlocit în apropierea drumului. Solurile din preajma traseelor auto mai sunt poluate cu *Cd* și *Zn*, care se utilizează la vulcanizarea anvelopelor și în urma măcinării cărora sunt dispersate în mediul ambiant. În unele țări au fost înregistrate cazuri de depășire a fondului geochimic pentru *Cd* de 2-3 ori [34].

Cercetările din regiunea Thrace (nord vestul Turciei), efectuate de către Coşkun M. et al., 2005, în siturile necultivate și îndepărtate de autostrăzi (300m), denotă concentrații de metale grele precum sunt *Pb*, *Cd* și *Cu*, ce înregistrează valori, respectiv, de 33 (de la 4,8 până la 968); 0,2 (0,03 - 1,7) și 20 (1,8 - 167) mg/kg.

În solurile agricole din România, conținutul total al MG înregistrează concentrații pentru *Pb* – de la 4,9 până la 335; *Cd* – de la 0,02 până la 1,68 și pentru *Cu* – de la 2,3 până la 550 g/kg [41].

Nivelul metalelor grele în sol, influențat de activitățile „industriale” și metalurgice, a fost constatat de cercetările efectuate de Suciu I. și alții, 2008, în centrul Transilvaniei (România), zonă cunoscută ca fiind afectată de activitățile chimice și metalurgice. Aceștia au depistat concentrații maxime de *Pb* - 1521,8 mg/kg și *Cu* - 1197,6 mg/kg (regiunea Zlatna), depășind respectiv de 30 și 40 ori nivelul de alertă în siturile sensibile, după standardele românești.

Conform Raportului European de Mediu (EEU - Environment in the European Union), diapazonul concentrației de *Pb*, *Cd* și *Cu* în solul natural variază, respectiv, între 2 - 200; 0,01-0,70; 2 - 100 mg/kg, iar după standardul olandez, metalele de referință cuprind valorile, respectiv, de 85; 0,8 și 36 mg/kg [150].

În Republica Moldova, pentru a evalua impactul transportului auto asupra solului, în cadrul Serviciului Hidrometeorologic de Stat (SHS) au fost analizate solurile din preajma traseelor cu trafic moderat și intensiv. Astfel, concentrația de *Pb* pentru toate traseele monitorizate se încadrează în limitele variabilelor – de la 12,7 mg/kg (trafic de transport auto moderat) – până la 57,1 mg/kg (trafic de transport auto foarte intensiv) [3].

Conținutul metalelor grele în solurile agricole

Conform datelor DMCM (Direcția de Monitoring al Calității Mediului) din cadrul SHS (2013), conținutul metalelor grele precum *Pb*, *Zn*, *Ni* și *Mn* în solurile agricole din țară este neînsemnat și nu depășește concentrația maximă admisibilă, cu excepția *Cu*, care mai

înregistrează la nivel local cazuri de depășiri ale concentrației maxime admisibile (CMA = 100 mg/kg) în loturile de viță de vie și livezi (satul Bardar). Conform cercetărilor [71], efectuate în mai multe plantații de viță de vie din raionul Orhei și municipiul Chișinău, conținutul de Cu variază în limitele 16,1-89,5 mg/kg masă uscată, ceea ce depășește cu mult conținutul mediu în câmp (mun. Chișinău) sub plantele anuale (3,1 mg/kg). Cauzele acestor depășiri fiind rezultatul aplicării zamei bordoleze și altor preparate ce conțin Cu.

Conținutul de pesticide în solurile agricole

În Republica Moldova, principalele stocuri de pesticide organice persistente s-au format în agricultură și energetică (uleiuri dielectrice folosite în condensatoare). Mai rămâne actuală poluarea locală a solurilor cu DDT, DDE, HCH și alți poluanți organici persistenți în jurul fostelor și actualelor depozite de chimicale agricole (îngrășăminte minerale, pesticide etc.) și a stațiunilor de pregătire a soluțiilor de protecție a plantelor [31, 32, 35, 43, 50].

În scopul protejării sănătății umane și a mediului față de aceste substanțe, în anul 2001 la Stockholm a fost adoptată Convenția privind Poluanții Organici Persistenți, care a intrat în vigoare în anul 2004, la ea aderând peste 150 de state, și care interzice în mod expres utilizarea POP și eliminarea totală a stocurilor lor. În acest context, în ultimii ani, prin efortul autorităților statului și cu suportul Fondului Global de Mediu, în Republica Moldova s-a reușit colectarea, stocarea centralizată și distrugerea unei părți semnificative de POP. Însă deceniile de utilizare intensă a pesticidelor în agricultura Moldovei au lăsat sute de situri contaminate, acestea mai persistând și astăzi (Anexa1) [20, 35, 50, 66].

Aplicarea pesticidelor organoclorurate pe teritoriul Republicii Moldova a fost suspendată din anul 1970. Trăsătura distinctă a acestora este stabilitatea chimică extraordinară în componentele mediului. De exemplu, DDT este găsit în stratul arabil de sol și peste 30-40 ani după utilizare [43]. Astfel, unele cercetări [35] demonstrează că pe teritoriul depozitelor și pe terenurile adiacente acestora mai sunt detectate reziduuri de pesticide organoclorurate, cel mai frecvent fiind depistat DDT și metaboliții săi, urmat de HCH cu izomerii săi α , β și γ . Alte cercetări [66] denotă caracterul ubicvist al DDT și metaboliților săi (DDE și DDD) prin prezența acestora în diverse soluri. Spre exemplu, în cenoza pomicolă au fost înregistrate depășiri a CMA de 10 ori privind DDT în stratul de sol 0-60 cm și odată cu creșterea adâncimii s-a constatat geoacumularea compușilor γ , p - DDX.

Valoarea medie națională constituie un site contaminat cu POP cu suprafața medie de 4 ha la fiecare 20 km². Cele mai răspândite tipuri de infrastructură a chimizării sunt fostele depozite (45% din numărul total al construcțiilor) și stațiile de pregătire a soluțiilor de pesticide (34%) [31].

Rezultatele cercetărilor [2, 3, 63] pe parcursul anilor au arătat o tendință clară de descreștere a concentrațiilor sumei DDT în solul din câmpurile agricole în comparație cu maximul atins în anii 1980, însă până în prezent se mai înregistrează depășiri unice ale acestui pesticide în sol.

Cercetări similare, în România, au stabilit că conținutul pesticidelor organoclorurate precum sunt HCH total și DDT total în sol variază, respectiv, între 0,001 - 0,124 și 0,001 - 0,950 mg/kg [41].

Conținutul metalelor grele și pesticidelor în solurile zonelor de recreație ale mun. Chișinău

Conform sursei [2], nu a fost constatată depășiri de la CMA pentru *Cu*, *Ni*, *Zn* și *Mn* (forme totale) în solurile din parcurile și scuarurile din mun. Chișinău (anul 2012), cu excepția *Pb* total, care a constatat o depășire unică de la CMA.

Este neînsemnat, de asemenea, și conținutul de pesticide organoclorurate în stratul de sol 0 - 10 cm din parcurile și scuarurile din mun. Chișinău. Spre exemplu, conținutul sumei DDT în Parcul Silvic Valea Gâștelor a înregistrat maxima de 0,75 mg/kg. Valorile de HCH variază de la 0,0006 mg/kg până la 0,0037 mg/kg, fiind sub nivelul CMA [2].

Solurile din unele rezervații științifice din țară, monitorizate de SHS (2013), denotă că nu sunt poluate cu MG. Astfel, în anul de cercetare 2013, cel mai mic conținut de *Cu* total (11,41 mg/kg) a fost înregistrat în rezervația științifică „Plaiul fagului”, iar conținutul maxim (30,53 mg/kg) al acestui metal a fost înregistrat în rezervația științifică „Pădurea Domnească”. Pentru *Pb*, valoarea minimă (6,27 mg/kg) a fost înregistrată în rezervația științifică "Prutul de jos", iar cea maximă (18,67 mg/kg) a fost înregistrată în rezervația „Pădurea Domnească”. În niciuna din siturile de referință, *Cu*, *Ni*, *Zn*, *Pb* și *Mn* nu au fost înregistrate cazuri de depășire ale CMA pentru aceste metale [3].

În cercetările lui Begu, 2011 [7] conținutul de *Pb*, *Cd* și *Cu* în solurile a 17 ecosisteme forestiere studiate nu depășesc concentrațiile maxim admisibile. Astfel, *Pb* menținându-se în intervalul 5 - 30 mg/kg, indicat pentru solurile Republicii Moldova, fiind departe de limita de 60 mg/kg propusă de Кирилюк, 2006 (Tab. A 3.3.), la fel și conținutul de *Cd* și *Cu* nu depășește CMA, fiind, respectiv, de 5 și 100 mg/kg în sol. Conform unor cercetări (Călugăreanu N., Begu A., 2004), a fost atestată o tendință de poluare cu *Cu* a unor suburbii ale orașului Chișinău, precum este biocenoza silvică Tohatin [11].

Conținutul poluanților în apă

Apa este un element indispensabil vieții. Poluarea apelor conduce la alterarea calităților

fizice, chimice și biologice ale acestora, produsă direct sau indirect, în mod natural sau antropoc și la deteriorarea calității vieții florei și faunei.

Organizația Mondială a Sănătății concluzionează că prin „îmbunătățirea accesului la apă potabilă sigură și la condiții de igienă adecvate, pe lângă efectele benefice pentru sănătate prin prevenirea bolilor cu transmitere hidrică, pot fi obținute beneficii economice semnificative”.

Conform surselor [4, 59, 64], în Republica Moldova, poluarea apelor de suprafață este cauzată, de cele mai multe ori, de sectorul gospodăriei comunale (stații de epurare, ape uzate, deversări ale apelor neepurate din sistemul comunal, managementul neadecvat al deșeurilor menajere solide), sectorul agrar (dejecții animaliere acumulate, depozite de pesticide etc.) și sectorul energetic, cum ar fi depozitele de produse petroliere, stațiile de alimentare cu petrol, alte surse de poluare continuă. Apele meteorice rezultate în urma precipitațiilor vin în contact cu terenul și în procesul scurgerii antrenează atât ape uzate de diferite tipuri, cât și deșeuri, îngrășăminte chimice, pesticide și alți poluanți.

Conform Agenției Europene de Mediu, concentrațiile de MG în râurile din Europa de Vest și deversările lor directe și sedimentarea atmosferică în Oceanul Atlantic de Nord-Est și Marea Baltică au scăzut, ca urmare a politicilor de reducere a emisiilor. Totodată, informațiile existente despre starea apelor pe glob arată că multe râuri, lacuri, ape subterane și ape de coastă sunt poluate adesea cu substanțe periculoase, inclusiv metale grele și petrol. Poluarea tinde să fie concentrată în punctele fierbinți localizate de la marginea orașelor, în siturile „industrializate” și „agricole” și regiunile miniere. În afară de aceste puncte fierbinți, calitatea apei din râuri și lacuri pare să fie relativ bună [1].

Poluarea apelor de suprafață de pe teritoriul Republicii Moldova produce o influență nefastă asupra florei, faunei și sănătății populației, întrucât este utilizată în alimentare, irigare și alte necesități tehnice și casnice [4].

Tendința schimbării calității apelor de suprafață pe parcursul anilor 2009-2013, care a fost evaluată conform indicelui de poluare a apei, obținut în rezultatul observațiilor efectuate sistematic în secțiunile monitorizate în cadrul DMCM, ce include 49 secțiuni de control pe 16 râuri, 5 bazine de acumulare, 3 lacuri naturale și un liman, denotă o îmbunătățire neesențială a calității apei, în general. Rezultatele cercetărilor au arătat că cele mai multe cazuri de poluare înaltă (CMA = 30 - 100 mg/l) cu compuși *Cu*, fenoli, produse petroliere au fost înregistrate în anul 2012 în 98 de cazuri. Cazuri de poluare înaltă și poluare extrem de înaltă în apa râurilor transfrontaliere Nistru, Prut și Dunărea nu s-au înregistrat.

Apa râurilor Nistru și Prut este clasificată, în linii mari, ca apă bună pe majoritatea tronsoanelor, conform indicatorilor microbiologici și ca apă moderat poluată, conform indicatorilor chimici.

Apa râurilor mici din țară, în majoritatea cazurilor, potrivit Serviciului de Sănătate Publică, după unii parametri biologici, corespunde calității destul de poluată [4] .

Compoziția chimică a apelor de suprafață după unii autori [15], în ceea ce privește metalele grele, depinde de o serie de factori precum: abundența elementelor metalice, condițiile climaterice, morfologice și hidrologice, speciația, absorbția, și alte procese chimice care afectează mobilitatea metalelor.

În apele de suprafață, concentrația maximă admisibilă a metalelor grele precum *Pb*, *Cd* și *Cu* este, respectiv, de 0,03; 0,01; 0,001mg/l. Cercetările din cadrul DMCM au înregistrat un înalt grad de poluare cu compușii *Cu* și valori mai mici pentru *Pb* și *Cd*.

Cercetările din cadrul SHS (anul 2013) privind conținutul pesticidelor organoclorurate în apele de suprafață din râurile mari demonstrează că pentru DDT, DDE, DDD, HCH- α , β , γ nu au fost înregistrate valori ce depășesc CMA.

În general, sedimentele se consideră drept indicatori ai stării mediului. Sedimentele subacvatice par să reflecte încărcătura totală de metale, iar conținutul acestora reflectă istoria contaminării regiunii date, inclusiv a impactului antropic. Spre exemplu, cercetările [15] privind conținutul de metale grele din râul Dâmbovnic (România) au demonstrat că acestea nu depășesc concentrația de 0,5 μ g/l în probele de apă și 0,300 μ g/l în sedimentul subacvatic.

Conform cercetărilor din cadrul SHS, valorile conținutului de metale grele în probele de sedimente din lacurile zonelor verzi ale mun. Chișinău (anul 2013) denotă că concentrația *Cu*, *Ni*, *Zn* și *Mn* în aceste bazine acvatice nu depășește CMA, cu excepția *Pb* care a înregistrat depășiri unice. În rezultatul investigațiilor privind conținutul de pesticide organoclorurate (Σ HCH - izo; Σ DDT), metale grele (forme totale), în aluviunile acvatice din bazinele și râurile republicii s-au constatat concentrații neesențiale, adică nu au fost depistate sau înregistrate valori mai mari de limita de detecție.

Apele subterane, conform Agenției Europene de Mediu (2003), în Europa, sunt poluate în mai multe moduri. Unele din cele mai grave probleme sunt poluările cu nitrați și pesticide. De exemplu, mai mult de 3% din mostrele de apă potabilă din Franța, Germania și Spania depășesc standardele pentru nitrați stabilite în legislația UE [1].

În urma monitorizării calității apelor subterane, Agenția pentru Geologie și Resurse Minerale a Republicii Moldova precizează că apa multor sonde arteziene din republică conține ioni de amoniu, nitrați, nitriți.

În cadrul programului TACIS „Protecția Mediului din Bazinul Dunărean” pe parcursul anilor 1999-2000, în urma investigării a 436 surse acvatice (fântâni, râuri, iazuri) situate în zone de risc, din sudul, centrul și nordul țării, privind trei grupuri principale de poluanți: clororganici, fosfororganici și simtriazin, s-a demonstrat că apele cercetate nu conțin reziduuri de pesticide

[53]. Conform cercetărilor Tăriță A., 2008, Lozan R., 2010, privind calitatea apei din 11 raioane ale bazinului râului Prut, s-a constatat că apa în 53 de izvoare și cișmele (13,2%) din totalul de 401 are un conținut de nitrați ce depășește CMA de 1,1 - 9,8 ori.

Preluarea și acumularea metalelor grele în plante

În condițiile poluării intensive a mediului, plantele sunt supuse unui risc sporit de contaminare cu poluanți proveniți din industrie, agricultură și traficul auto. Metalele grele se acumulează în vegetație atât din sol, prin intermediul rădăcinii, cât și din atmosferă, prin preluarea foliară. Acestea pot provoca perturbări ale proceselor fiziologice, care constau în apariția de leziuni celulare și tisulare, tulburări metabolice și de creștere, uscarea în întregime a plantelor. Transferul metalelor din sol către plante este influențat de o serie de parametri care conduc procesele de absorbție și desorbție, cum ar fi: valorile pH-ului și Eh-ului, materia organică, oxizi și hidroxizi, microorganisme ș. a. Concentrația și biodisponibilitatea MG în sol depinde de proprietățile fizico-chimice ale solului, regimul hidrologic, condițiile climatice și concentrația altor metale [130].

Accesibilitatea MG pentru plante variază de la o specie la alta, în funcție de sol, climă și depinde de starea chimică și localizarea în sol. Majoritatea metalelor se află sub formă de ioni sau de compuși organominerali solubili, unde un mare rol îl au factori precum: aciditatea, conținutul materiei organice și condițiile de drenajare. O acțiune decisivă în utilizarea multor MG în sol îl are pH. Unele MG devin mai accesibile plantelor odată cu micșorarea pH (*Co*, *Ni*, *Mn*), altele odată cu mărirea pH (*Mo*, *Se*) și altele sunt mediu afectate (*Cu*) [70].

Metalele existente în sistemele ecologice sunt disponibile procesului de preluare într-o anumită proporție din cantitatea de metal din sol, sediment, apă, atmosferă. Plantele preiau cu ușurință din sol metalele care sunt dizolvate în soluția solului [157].

După unii cercetători [139], dinamica absorbției MG în plante este influențată de factori interni cum sunt: metabolismul plantelor, inhibitorii metabolici, relația dintre sistemul radicular și rizosferă și factori de mediu precum: temperatura, lumina, oxigenul, umiditatea, reacția solului, concentrația ionilor din soluția solului.

Studiul [119] privind mobilitatea metalelor grele în sol și absorbția lor de către plantă demonstrează că concentrațiile în soluții de sol pentru *Cd* > 10 μg/l, *Cu* > 25 μg/l și *Pb* > 50 μg/l au un efect negativ asupra plantelor și arborilor. Diverse cercetări [122, 148] au constatat faptul că atunci când organele vegetative, în special frunzele și rădăcinile, au un conținut mai sporit de metale grele decât valorile: *Cd* 5 - 10 μg/g, *Pb* 20 - 35 μg/g, și *Cu* 15 - 20 μg/g, planta poate fi deteriorată în întregime.

Dacă ne referim la biodisponibilitatea plantelor privind acumulările de MG din sol, sunt specii care s-au adaptat la concentrații mari de MG, precum și specii de plante mai tolerante la aceste condiții. Plantele capabile de a acumula concentrații mari de metale grele, fără urmări vizibile, sunt denumite metalofile, hiperacumulatori [139].

Capacitatea de absorbție de către frunze a metalelor din aer este diferită. Aceasta depinde de umiditatea aerului (umiditatea ridicată favorizează absorbția foliară), de tipul metalului: spre exemplu, *Cu* este mai repede absorbit foliar decât *Pb* care este mai bine reținut la nivel radicular, de pH, acest factor fiind foarte important pentru pătrunderile pe cale umedă, de starea de oxidare moderată a compartimentelor mediului [154, 166].

Nivelul de poluare a plantelor cu diverși poluanți depinde de sezon și de factorii climatici. Pătrunderea poluanților (metale grele sau compuși cu sulf) în frunze depinde de particularitățile morfologice și fiziologice ale acestora. Astfel, poluarea cu *Fe* și *Cd* la diferite specii a fost maximă în luna septembrie. Spălarea plantelor a îndepărtat *Fe* în proporție de 74%. Cercetările efectuate de Kovalewski și Vetter, 1982, au dovedit că în timpul ploilor, conținutul de *Pb* din plantele de câmp din apropierea unei industrii metalurgice se micșora de la 11 până la 30%. Cercetătorul german Vetter, 1982, studiind plantele de câmpie situate la 2 - 2,5 km de sursa de poluare, a observat că în perioada de vară conținutul de *Pb* și *Cd* în acestea se micșorează în comparație cu primăvara devreme și toamna târziu. În acest context, cel mai mare pericol pentru animale îl constituie iarba ce este în creștere primăvara [86].

Este bine cunoscută toxicitatea metalelor grele asupra fiziologiei diferitor culturi agricole. Spre exemplu, unele plante precum sunt: varza, țelina, sfecla, porumbul, piersicul - colectează mult *Pb*, iar cerealele acumulează cantități mari de *Cd*, ca rezultat al folosirii îngrășămintelor cu reziduuri de *Cd* [7]. Cercetările efectuate de Vaum, 2011 asupra unor legume din situl Baia Mare (România) zonă poluată, demonstrează că *Pb* este mai bine reținut la nivel radicular atât la salată, cât și la spanac, pe când *Cd* este mai ușor translocat spre frunze în cazul spanacului, ceea ce indică un risc mai ridicat de pătrundere a acestui metal în lanțul trofic. Aceleași cercetări înregistrează depășiri de *Pb* și *Cd* a valorilor maxime admise de FAO/OMS, pe când în cazul *Cu* nu au fost stabilite depășiri.

Ecosistemele forestiere sunt cunoscute prin capacitatea lor înaltă de filtrare a contaminanților, inclusiv metalele grele transportate prin aerul atmosferic [171]. În acest context, au fost studiate diferite specii de plante din ecosistemele de fag din munții Carpați, în urma cărora s-a stabilit o ordine de acumulare a metalelor grele în plantele de pădure: $Cu > Zn > Cd > Pb$ în siturile nepoluate și $Zn > Cd > Cu > Pb$ în siturile poluate (lângă regiuni industriale). În zonele poluate, concentrația de *Pb*, *Cd* și *Cu* în plantele de pădure atinge valori de, respectiv,

până la 9,62; 2,39 și 13,06 mg/kg, iar în zonele nepoluate concentrația acestora se cifra, respectiv, la cotele de 4,49; 0,29 și 8,78 mg/kg [54].

1.2. Impactul metalelor grele și pesticidelor asupra mediului și populației

Grupul metalelor grele include toate metalele cu densitatea mai mare de 5 g·cm⁻³. Majoritatea metalelor au un rol ambivalent în mediul ambiant [202]. Unele elemente chimice (*Fe, Mn, Cu, Zn, Mo, Co, Cr, Se*), numite biogene, sunt nutrienți esențiali în alimentația plantelor și animalelor, manifestând un caracter toxic doar atunci când concentrația lor în mediul ambiant depășește un anumit prag. Iar alte elemente precum *Pb, Cd, Hg*, care probabil nu sunt esențiale pentru plante și animale, dar periculoase pentru sănătate, chiar și în concentrații reduse, sunt denumite metale toxice.

Metalele grele reprezintă o categorie importantă de poluanți toxici stabili. Spre deosebire de poluanții organici, MG nu sunt biodegradabile, au caracter puțin mobil, în general, și din aceste cauze persistă în compartimentele de stocare (sol, sedimente) pentru o perioadă lungă de timp [65, 107, 170]. Conform unor informații [157], MG nu sunt nici create, nici distruse de procese biologice sau chimice. Una dintre problemele principale rezidă în faptul că MG au un potențial de bioacumulare și bioamplificare care poate conduce la creșterea persistenței poluantului în ecosistem, cu riscuri pe termen lung la nivelul sistemelor ecologice. Stabilirea diferențiată a toxicității metalelor grele depinde de proprietățile chimice ale metalelor și a compușilor lor, cât și de proprietățile organismelor expuse contaminării [149]. Totuși, după unii autori [170], un potențial ridicat de bioacumulare nu implică în mod necesar și un potențial ridicat de toxicitate, situația fiind specifică fiecărui element în parte.

Poluarea cu metale grele a sistemelor ecologice reprezintă o problemă de importanță majoră, deoarece, odată pătrunse în lanțul trofic, acestea se concentrează la baza fiecărui nivel trofic datorită mobilității slabe. MG sunt deosebit de periculoase prin persistența de lungă durată în sol, precum și datorită preluării lor de către plante și animale. De asemenea, aceste elemente toxice au posibilitatea de a se combina cu minerale și oligominerale, devenind blocați ai acestora [105]. Prezența concentrațiilor ridicate a metalelor toxice în sistemele ecologice, în special în cele agricole, poate cauza implicații serioase asupra sănătății umane. De asemenea, poate fi afectată și situația economică, prin scăderea productivității biologice și prin modificarea relațiilor comerciale atât pe plan intern, cât și extern.

Conform unor informații [65], riscul de poluare a solului cu metale grele depinde de mai mulți factori precum: forma chimică a elementelor din sol; prezența altor elemente; procesele de absorbție și desorbție; cantitatea accesibilă în sol; mediul edafic și clima. Efectele negative ale compușilor menționați depind de mobilitatea lor, adică de solubilitate. Metalele grele se află într-

o strânsă interdependență de factorii edafici principali: pH, conținutul humusului, potențialul redox, temperatura, precipitații și modul de folosire a solului.

Puțin cunoscute sunt efectele nocive ale metalelor grele asupra vegetației spontane și lumii animale, care este reflectată fragmentar în publicații. Astfel, unele cercetări [129] au stabilit în ierburi concentrații de *Pb* și *Cu*, respectiv de 21,39 și 20,77 mg/kg, cu depășiri peste limita maximă admisibilă, stabilită de normele UE pentru *Pb*.

Apariția efectelor toxice asupra metabolismului plantelor este condiționată de depunerile atmosferice pe sol, respectiv pe vegetație, peste limitele de toleranță ale plantelor. Cercetătorul Báthory, 2003, studiind acumularea MG transferate pe calea aerului la vegetația forestieră, concluzionează că aceasta depinde de specia și toleranța plantei, de vârsta organului vegetativ, de tipul metalului, metalele grele fiind absorbite în ordinea: $Pb > Zn > Cu$. Un metal greu este considerat toxic atunci când concentrația lui în plantă depășește un anumit prag („doza este cea care creează efectul”). Ordinea toxicității metalelor grele fiind: $Cu > Ni > Mn > Pb > Cd > Al > Hg > Cr > Fe$.

Efectele toxicității metalelor grele se manifestă prin influența asupra nutriției plantelor cu afectarea creșterii plantelor, reducerea intensității fotosintezei și transpirației, precum și intensificarea respirației la întuneric, perturbarea regimului hidric al plantelor, care este unul dintre cele mai importante efecte pe care MG le au asupra metabolismului plantelor [17,48].

Plumbul și cadmiul. Conform clasificării UNEP, atât *Pb*, cât și *Cd* fac parte din prima clasă de pericol, purtând un caracter ubicvist de răspândire în natură. Metalele grele acumulate în diferite ecosisteme pot, direct sau indirect (prin unele segmente ale lanțurilor trofice), acționa negativ asupra sănătății omului. *Pb* și *Cd* sunt prezente în toate organismele vii, în diferite concentrații. Aceste elemente se acumulează în țesuturile animalelor homeoterme, se elimină foarte lent din organism, provocând tulburări ale funcțiilor fiziologice și apariția mai multor boli [65]. De menționat că afecțiunile fiziologice în organismele vii apar ca urmare a intoxicațiilor cu metale grele doar în cazul în care conținutul acestora în componentele mediului depășesc nivelul maxim admisibil, reglementat în mare parte de nomele UE.

Impactul acumulării *Pb* în sol este determinat de activitatea antropică. Solurile și plantele pot acumula până la 1000 mg/kg de plumb, conținutul de fond în sol fiind de 10-12 mg/kg. Excesul de *Pb* în sol conduce la micșorarea conținutului vitaminelor, clorofilei și diminuează activitatea fermenților în plantele de cultură [65].

Un impact negativ îl are *Pb* asupra viețuitoarelor din bazinele acvatice. Sunt cunoscute cazuri de intoxicare a peștilor și stridiilor, care viețuiau în bazinele poluate cu deșeuri „industriale”. Respectiv, și în piețele comerciale din Republica Moldova au fost depistați pești

vii cu cantități mai mari decât concentrațiile limită – admisibile, stabilite pentru produsele piscicole [74].

Asimilarea *Cd* de către plantele de cultură este parțial determinată de asemenea parametri ai solului precum: pH, conținutul materiei organice, potențialul redox, prezența altor metale grele. În natură, datorită reținerii slabe în sol, *Cd* este ușor absorbit de către plante, concentrația maximală a *Cd* în ciornoziomuri fiind de 0,6 mg/kg (Klark–0,5 mg/kg) [38]. Cadmiul, considerat drept cel mai toxic dintre metalele grele, în condițiile Republicii Moldova, este emanat în atmosferă în urma arderii unor carburanți, utilizării îngrășămintelor fosfatice, uzării cauciucurilor ș.a. Surse de intoxicare cu *Cd* prezintă acoperirea diferitelor vase și metale, substanțele colorante folosite în industria textilă și electrotehnică.

Este cunoscut faptul că *Cd* se acumulează odată cu vârsta. Acesta nimereste în organism împreună cu hrana, apa și alte surse contaminate. Însă, odată acumulat în organe, *Cd* parcurge o perioadă destul de lungă de semieliminare (10-30 ani). Acest element se acumulează preponderent în rinichi și, în cantități mai mici, în ficat și alte organe. Un studiu efectuat a depistat dependența directă între conținutul de *Cd* din atmosferă și frecvența mortalității din cauza patologiilor cardiovasculare [74].

Poluarea spațiului de zbor al albinelor cu metale grele și pulbere a acestora provoacă albinelor toxicoze cronice ce poluează și reduc populațiile de albine.

Cuprul. Acest metal, dimpreună cu *Pb*, *Cd* și *Zn*, se găsește în rocile sedimentare. Spre deosebire de *Pb* și *Cd*, care fac parte din clasa I de pericol, *Cu* este moderat periculos și face parte din clasa II de pericol. În concentrații optime, el prezintă un element de importanță vitală pentru creșterea și dezvoltarea normală a omului, animalelor și plantelor. În Republica Moldova, poluarea solurilor cu *Cu*, în special a agrocenozelor pomicele și viticole, a devenit o problemă acută. În cazul poluării solului cu *Cu*, acțiunea primară o suportă orizontul superficial humificat, care fixează cea mai mare parte a acestuia. Acumulându-se în sol, *Cu* formează cu substanța organică compuși complecși, care ulterior sunt îndepărtați cu mare dificultate. Poluarea cu acest metal afectează proprietățile fizice și chimice ale solului. Acțiunea toxică a *Cu* asupra plantelor depinde în cea mai mare măsură de capacitatea de adsorbție și de reacția solului. În solurile bogate în substanță organică, cum sunt, de exemplu, ciornoziomurile, *Cu* provoacă efecte negative ceva mai rar [65].

Pesticidele și impactul lor asupra mediului

Republica Moldova este o țară cu o economie bazată pe dezvoltarea agriculturii. Pentru obținerea unor recolte mari de produse „agricole”, în trecut nu prea îndepărtat au fost aplicate cantități însemnate de fertilizanți. Utilizarea nehibzuită a pesticidelor în agricultură în anii

1970-1990 a condus la poluarea solurilor, resurselor acvatice, plantelor „agricole” și tehnice care, în consecință, au adus daune mari sănătății omului, iar decalajul dintre volumele de pesticide introduse în țară și cele utilizate în agricultură a condus la acumularea în gospodării a unor cantități mari de pesticide inutilizabile și interzise [59].

O categorie deosebit de periculoasă o constituie poluanții organici persistenți (POP), substanțe extrem de toxice, cu proprietăți de bioacumulare și cancerigene, utilizate în trecut preponderent în agricultură (pesticide) și energetică (uleiuri pentru transformatoare). Problema poluării mediului cu poluanți organici persistenți este considerată atât în Republica Moldova, cât și în întreaga lume drept una dintre cele mai stringente probleme de mediu. Convenția de la Stockholm, adoptată la 23 mai 2001, vizează 12 poluanți organici persistenți cu proprietăți toxice, care influențează negativ asupra organismelor vii. Ei sunt grupați astfel: pesticide (aldrina, dieldrina, diclor-difenil-tetracloretanul, heptaclorul, mirexul, clordanul, taxofena, endrina; substanțele chimice „industriale” (hexaclorbenzenul – utilizat și în calitate de pesticid), bifenilii clorurați; produse secundare de la ardere: dioxinele și furanii [50].

Principalele caracteristici ale pesticidelor sunt: toxicitatea, specificitatea și persistența. Pesticidele cuprind circa 1000 de substanțe active, având o structură chimică foarte variată. Iar persistența ridicată poate să conducă, pe termen lung, la acumularea de pesticide în sol peste limitele admisibile, cu consecințe dăunătoare pentru plantă - animal - om, prin pătrunderea în lanțul trofic [31].

Republica Moldova nu are un sistem național bine definit de monitorizare a poluanților organici persistenți. Țara noastră duce lipsă de date veridice privind emisiile, gradul de contaminare a mediului la nivel ramural și local și impactul asupra sănătății pe care îl au POP produși în mod neintenționat [32, 53].

Pesticidele diferă între ele prin: structura chimică, efectul toxic, metodele de aplicare, dăunătorul asupra căruia acționează. Din punct de vedere al structurii chimice, pesticidele se clasifică în: anorganice (compuși arseniați, derivați fluorurați ce conțin sulf) și organice (organoclorurate, organofosforice, piretroizi). În funcție de destinație, pesticidele se pot împărți în următoarele grupe: insecticide, fungicide, acaricide, erbicide, nematocide, dezinfectanți ai solului, moluscocide, raticide.

Pesticidele **organoclorurate** sunt hidrocarburi clorurate, utilizate ca insecticide – substanțe volatile și foarte persistente în mediul ambiant [35]. Astfel, în țara noastră acestea sunt interzise, fiind înlocuite de pesticidele organofosforice, mult mai ușor biodegradabile. Pe parcursul ultimilor ani conținutul pesticidelor organoclorurate în sol s-a redus considerabil. Totuși, se mai constată cazuri când conținutul lor în sol depășește valoarea admisibilă. Însă, după

cum am menționat și în p. 1.1., rămâne actuală problema siturilor contaminate a fostelor și actualelor depozite de pesticide, care înregistrează concentrații sporite de pesticide în sol.

Potrivit reglementărilor actuale, în Uniunea Europeană nu se mai permite utilizarea pesticidelor organoclorurate sau a amestecurilor care conțin aceste substanțe. Totodată, sunt strict reglementate concentrațiile acestora în produsele de origine vegetală și animală.

Pesticidele **organofosforice** (carbaril, malation, coumafos etc.) se caracterizează printr-un spectru larg de acțiune, nu se acumulează în organismul omului și în plante, având o persistență redusă în sol și apă. Pesticidele organofosforice, deși sunt foarte nocive, nu se acumulează atunci când sunt integrate în cantități mici sau sunt rapid degradate în organism, fiind considerabil instabile. Însă este strict necesară corelarea nivelului acestora cu concentrația nocivă pentru organismul uman.

Din pesticidele moderne fac parte **piretroidele** (cipermerin, cispermetrin, transpermetrin, deltametrin etc.). Utilizarea acestora a crescut în ultimul deceniu, în timp ce folosirea pesticidelor organofosforice s-a micșorat, ele fiind cu mult mai toxice pentru oameni și animale decât piretroidele. Preparate pe bază de compuși peritroidali, acestea corespund claselor a II-a și a III-a de pericol pentru om și claselor I-a – a III-a pentru albine [79]. Piretroidele sunt pesticide folosite în mod curent la nivel mondial, inclusiv în țara noastră. Ele sunt puse în vânzare sub diferite denumiri comerciale ca: „Fastac”; „Decis”; „Cyper”; „Arrivo” etc. în calitate de insecticide utilizate pentru a controla insectele dăunătoare în agricultură, comunități, case, școli [55].

Raportul tehnic realizat de „Greenpeace” (2013) identifică lista celor mai nocive 7 pesticide (imidacloprid, tiametoxam, clotianidină, fipronil, clorpirifos, cipermetrină și deltametrină), care ar trebui interzise și eliminate din orice ecosistem, pentru evitarea expunerii albinelor la efectele lor devastatoare. Spre exemplu, deltametrina este un insecticid folosit pe scară largă la nivel mondial. La nivelul la care este aplicat pe culturi, reduce frecvența ieșirilor albinelor melifere în căutarea hranei și afectează capacitatea de învățare a lor. Prezintă impact asupra fecundității, creșterii și dezvoltării albinelor melifere

Ecotoxicitatea, impactul asupra sănătății umane

HCH (hexaclorciclohexan) - insecticid utilizat pe larg în diferite țări, inclusiv în Republica Moldova. HCH este cunoscut sub 2 forme: HCH-tehnic și lindan. Conform sursei [179], HCH-tehnic este compus din: α -HCH: 55 - 80%; β -HCH: 5 - 14%; γ - HCH: 8 - 15%; δ -HCH: 2 - 16%; și ϵ -HCH: 3-5%. După mai mulți ani de utilizare în agricultură, s-a observat că, datorită stabilității chimice și semivolatilității, acesta se poate acumula în soluri, sedimente [65, 66] și, în special, în produse alimentare care conțin grăsimi animale. HCH poate avea efecte nefaste asupra sistemului de reproducere, sistemului nervos și a celui endocrin.

DDT (diclor-difenil-triclorețan) - este cel mai cunoscut pesticid, care a fost timp îndelungat utilizat în cazul culturilor „agricole”, trăsătura lui distinctă fiind stabilitatea chimică extraordinară. Metaboliții DDT sunt DDE și DDD. Pesticidul DDT "rezista" în stratul arabil de sol și peste 30-40 ani după utilizare, însă refacerea învelișului de sol (a calității acestuia) în urma poluării este destul de complicată, necesită timp extrem de lung și cheltuieli enorme.

DDT și metaboliții săi pot fi transportați pe distanțe lungi; astfel, reziduurile acestora au fost depistate atât în ghețarii din Antarctica, cât și în corpul pinguinilor [50]. Datorită persistenței înalte DDT-ul se poate acumula în lanțurile trofice, astfel depozitându-se în țesutul adipos al organismelor vii. Cercetările au demonstrat că DDT-ul și metaboliții săi au influență nefastă asupra tuturor organismelor vii. Acumulându-se în țesuturi, aceștia contribuie la dezvoltarea unor tumori maligne a ficatului și pulmonilor, perturbă sistemul endocrin, posedând, de asemenea, proprietăți mutagene, neurotoxice, imunotoxice etc. Totodată, expunerea la DDT poate apărea și prin consumul anumitor alimente, pesticidul fiind detectat pretutindeni în hrană (ouă, legume, fructe, carne) [20, 146].

Aldrinul, dieldrinul, endrinul. Aldrinul și, respectiv, dieldrinul sunt rapid absorbiți în sol (în special în solurile cu conținut ridicat de materie organică), rezultând arareori contaminarea apei freatică. Utilizarea aldrinului și a dieldrinului în agricultură generează existența unor reziduuri care pot persista o perioadă foarte îndelungată. Aldrinul are efect letal asupra organismului uman, păsărilor și peștilor. Reziduuri de aldrin și dieldrin au fost detectate la păsările moarte, în ouă, la animalele necrofage, prădători, pești, amfibieni, nevertebrate și în sol. Endrinul este, de asemenea, foarte periculos pentru organismul uman, acționând asupra sistemului nervos. La adulți, doza letală este estimată la 10 mg/kg masă corporală. De asemenea, acesta este foarte toxic pentru pești și nevertebratele acvatice, fiind rapid metabolizat de animale.

Insecticidele piretroide sunt destul de rezistente la lumina solară, pe suprafețele neorganice se pot păstra până la un an (permetrin). În pământ, ele sunt slab mobile și se distrug sub acțiunea microflorei solului, pe o durată de la 2 săptămâni până la 12 luni, în dependență de tipul insecticidului și cel al solului. Perioada lor de înjumătățire pe suprafața plantelor constituie 7-9 zile, reziduurile fiind găsite peste 20-25 de zile. Datorită lipoficității și insolubilității, ele dau dovadă de toxicitate înaltă asupra insectelor și de lipsa acțiunii sistemice [100].

Astăzi, pesticidele piretroide sunt folosite pe scară largă. În agricultură și în gospodăria se folosesc preparatele pe bază de permetrin, deltametrin, cipermetrin, alfa-cipermetrin. Acestea sunt folosite în calitate de insecticide pentru combaterea dăunătorilor cenozele pomicele, zarzavaturilor, culturilor tehnice etc. Unul dintre cei mai răspândiți piretroizi este cipermetrina și izomerii săi [100]. Piretroidele, nimerite în organismul animalelor, se depozitează în țesutul adipos și creier, fiind eliminate din țesutul adipos în decurs de 3-4 săptămâni, iar din creier mult

mai rapid. Proprietățile cumulative ale piretroidelor sunt slabe, excepție făcând deltametrina. Simptomele de intoxicație a animalelor cu cianopiretroide (alfa-cipermetrin, beta-cipermetrin, cipermetrin, deltametrin) se caracterizează prin convulsii, hipersalivație, hiperkinezie etc. [103].

În organismul uman, **piretroidele** pot pătrunde prin căile respiratorii, tractul digestiv și prin piele. În ficat, acestea sunt supuse oxidării și hidrolizei. Datorită structurii lor moleculare, viteza de oxidare este mare și are loc eliminarea acestor substanțe din organism. Intoxicațiile grave se manifestă prin dureri de cap, arsuri și mâncărimi ale pielii, slăbiciune totală, creșterea temperaturii corpului[103].

1.3. Albinele și produsele lor, potențiali bioindicatori ai poluării mediului

Nivelul de poluare al mediului poate fi determinat prin metode fizice, chimice și bioindicatoare. Mai recent, o atenție deosebită se acordă organismelor vii ca indicatori ai sănătății mediului. Bioindicatorii poluării pot fi animalii și vegetali, cei din urmă fiind mai numeroși. Dintre grupele vegetale de organisme utilizate în ecobioindicație putem enumera: coniferele, mușchii, lichenii, algele. Spre exemplu, conținutul metalelor grele în licheni corelează foarte bine cu nivelul acestora în atmosferă [130]. Studiul privind lichenii, mai puțin mușchii, ciupercile, folosiți în calitate de bioindicatori ai testării calității mediului (în special în ecosistemele forestiere) în Republica Moldova, a fost argumentat științific în lucrările sale de către Begu A., 2011. Ca bioindicatori ai poluării mediului se folosesc și insectele (albinele melifere, furnicile ș.a.). Dintre nevertebrate putem enumera izopodele, melcii, viermii inelați. Spre exemplu, conținutul de *Cu* din sol corelează bine cu cel din corpul izopodelor, iar *Cd* este acumulat de viermii inelați și melci de 5-10 ori mai mult decât *Pb*. În Republica Moldova, unele aspecte privind biomonitoringul metalelor grele în ecosistemele acvatice, pe baza studiului nevertebratelor, sunt expuse în lucrările cercetătorilor Toderăș I. ș. a., 1999 și Zubcov E. ș. a., 2001. Prezența MG în organismele acumulative indică persistența acestora de-a lungul lanțului trofic.

În multe țări ale lumii, în ultimul timp tot mai mult se pune accentul pe conceptul de apimonitoring. Acesta prezintă o direcție nouă de exploatare a respectivelor insecte, care implică concomitent un spectru larg de discipline, cum sunt: apicultura, botanica, medicina, toxicologia, radioecologia etc., prin intermediul cărora ar fi posibilă caracterizarea situației ecologice în diferite zone geografice. Adică, prin evaluarea stării de sănătate a familiilor de albine și a calității produselor acestora s-ar putea estima gradul de poluare a mediului ambiant în diferite zone: agricole, industriale, de agrement etc. [82].

Apis mellifera are o importanță deosebită pentru rolul său economic și social exprimat prin beneficiile rezultate din polenizarea dirijată a culturilor agricole și valorificarea produselor

apicole (polen, miere, propolis, ceară) oferite. Aceste insecte participă la polenizarea a peste 250 000 specii de plante, de asemenea, asigură polenizarea a cca 150 culturi „agricole” și sporesc productivitatea lor cu circa 30%. Din totalul insectelor polenizatoare albinele reprezintă 80%. Indirect, multe specii de animale trăiesc din plantele polenizate de albine [82].

Albert Einstein aprecia că „dacă albinele ar dispărea de pe Terra, omenirea ar avea aceeași soartă în patru ani; cu cât există mai multă polenizare, cu atât sunt mai multe plante, mai multe animale, mai mulți oameni”, referindu-se la importanța albinelor ca polenizatori ai culturilor entomofile ce contribuie, în consecință, la obținerea producțiilor agricole, proces care nu ar fi posibil în absența polenizatorilor.

O familie de albine numără până la 60 mii de albine lucrătoare, dintre care o jumătate controlează teritoriul din jurul stupului. În timpul unui zbor de cules, albina vizitează 50-100 de flori. Zborul productiv al albinei melifere fiind de 3 km de la stupină, în căutarea hranei ea poate acoperi o suprafață de circa 12 km², ca rezultat, oferindu-ne în ansamblu o imagine reprezentativă a stării locului și a condițiilor de mediu din situl de recoltare. Astfel, albinele sunt expuse continuu contaminanților prezenți în situl din jurul stupinei, pe durata activității lor în căutarea hranei [82].

Conform surselor bibliografice [21], încă din anii '30 ai secolului XX a fost demonstrată legătura strânsă între albine și conținutul de metale în mediul înconjurător. Din cauza conținutului în exces al metalelor în sol și a poluării aerului, acestea se acumulează în plante, de la care, prin lanțul trofic, se transmit albinelor și produselor acestora, deci și oamenilor, având urmări grave asupra sănătății lor.

Pe parcursul mai multor ani, *Apis mellifera* a fost subiectul diferitor investigații și poate fi considerată, după Stoker, 1980, un „bioindicator ideal”. Albina și produsele ei (polen, propolis, miere, ceară ș.a.) pot furniza o cantitate adecvată de material biologic, ce poate fi lesne colectat și analizat pe parcursul întregului an [144].

Referindu-ne la biologia albinei, câteva caracteristici o fac un adevărat detector ecologic: este un organism aproape omniprezent, cu cerințe modeste de hrană, are corpul acoperit cu peri, ceea ce facilitează reținerea particulelor ce vin în contact cu corpul, regenerare continuă, durata de viață medie, extrem de sensibilă la produsele de protecție a plantelor (pesticide), mobilitate mare, ceea ce permite monitorizarea unei suprafețe impunătoare [189]. Iată de ce, anume albinele sunt recunoscute ca fiind potențialele organisme indicatoare ale poluării mediului cu metale grele. Aproape toate sectoarele de mediu (solul, apa, aerul, vegetația) sunt vizitate de albina meliferă. În final, o gamă vastă de produse sunt aduse în stup (nectar, polen, propolis, apă ș.a.) și, odată cu ele, poluanții întâlniți (metale grele, pesticide etc.), ce pot avea un impact negativ, contaminând populația de albine, produsele lor, iar prin acestea și oamenii (fig.1) [187].

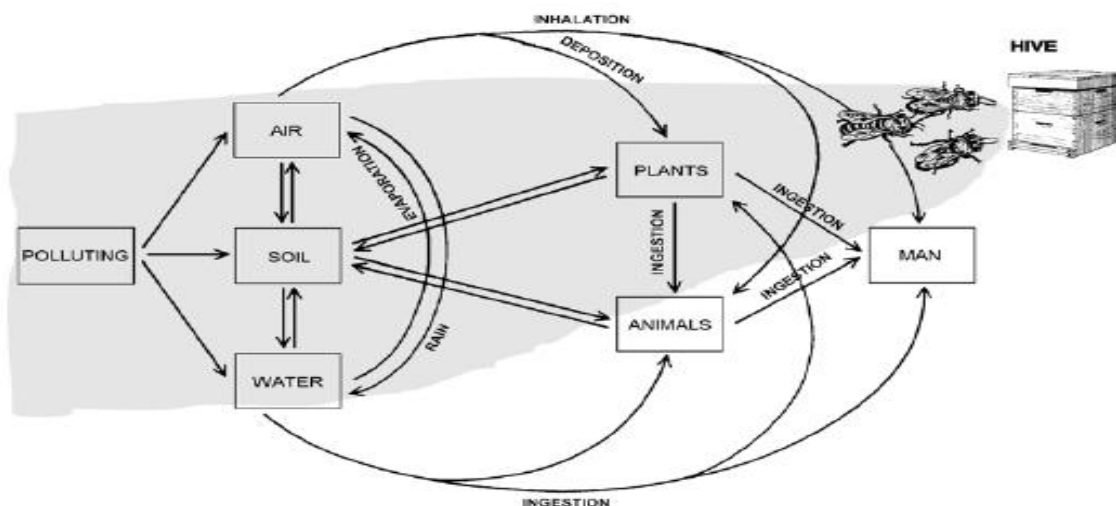


Figura 1.1. Diagrama substanțelor poluante răspândite în mediul ambiant. Situl gri indică componentele de mediu vizitate de albine (preluată după Porrini, 2002) [186].

Deci, apimonitoringul ar putea reprezenta impactul tuturor factorilor abiotici și biotici într-un ecosistem. Albinele absorb poluanții direct din apă sau aer, iar indirect, prin intermediul polenului și nectarului pe care îl colectează. Pe această cale, albinele devin o sursă periculoasă de poluare a produselor apicole [101, 186, 187].

În calitate de indicator al poluării mediului, albinele dau dovadă de un șir de capacități specifice: sunt foarte sensibile la unii poluanți, au proprietatea de a bioacumula poluanții în țesuturile lor sau a le concentra în produsele lor, deci pot fi folosite ca indicatori de reacție și ca indicatori acumulativi. Fiind extrem de sensibile la pesticide, albinele pot fi folosite ca indicatori de reacție, prin determinarea acțiunii toxicantului asupra biosistemului, întrucât sunt capabile să acumuleze unele elemente în țesuturile corpului sau să le concentreze în produsele lor [187]. Conform unor cercetări [137], albinele indică degradarea chimică a mediului în care trăiesc prin două semnale: prin mortalitate mare (în caz de pesticide) și prin reziduurile prezente în corpurile lor sau în produsele apicole (în caz de pesticide și alți contaminanți, cum ar fi metalele grele și radionuclizii), care pot fi detectate prin analize de laborator adecvate. Spre exemplu, metalele grele din atmosferă se pot depozita pe perii albinei, fiind aduse în stup odată cu polenul, sau pot fi absorbite odată cu nectarul florilor, manei sau apei.

În urma cercetărilor efectuate, privind sensibilitatea albinelor la pesticide, Celli G., 1994 [137] concluzionează că prezența albinelor moarte în fața urdinișului este o variabilă importantă de luat în considerare pentru acești contaminanți. Cantitatea de albine moarte poate varia în dependență de o mulțime de factori ca: toxicitatea pesticidului utilizat (LD_{50}), forma corolei plantelor ș.a.

Actualitatea studiului acumulării metalelor în organisme este condiționată, pe de o parte, de necesitatea microelementelor ca nutrienți importanți în dezvoltarea organismelor, iar pe de altă parte, de prezența metalelor grele în hiperconcentrații, ca un component de bază al poluării antropogene [102].

Cercetările lui Porrini, 2002 [188] au demonstrat că persistența în mediu a contaminanților precum *Pb* induce absorbția înaltă a poluanților prin inhalație, ingestie în corpul albinei în timpul culesului. Numeroase cercetări (Anexe 3,4) au demonstrat acumularea mai intensă a metalelor grele precum *Pb*, *Cd* și *Cu* atât în corpul albinelor, cât și în produsele lor în siturile influențate de industrie și trafic auto intens. Spre exemplu, Скребнева Л., 2012 [102], în rezultatul cercetărilor privind conținutul de *Pb* și *Cd* în corpul albinelor, a depistat concentrații de 0,59 și 0,12 mg/kg în siturile nepoluate și 1,29 și 0,23 mg/kg în cele poluate.

Produsele stupului din siturile vulnerabile, de asemenea, denotă o concentrație mai mare a metalelor respective. Spre exemplu, cercetătorii italieni Conti M. and Botre F., 2000 [141] au constatat concentrații de *Pb* și *Cd* în polen cu valori de < 20–159 și 15–81,3 μg/kg în siturile nepoluate și < 15–90,1 și 115–335 μg/kg în siturile poluate, iar savanții Fakhimzadex K. and Lodenius M., 2000 [158] au depistat în polen concentrații de *Cu* egale cu 6,8–12 mg/kg în siturile nepoluate și ceva mai mari 7,8–19 mg/kg în cele poluate. Cercetătorii români Zugravu C. et al., 2009 [216], în studiile lor, au decelat în miere valori de *Pb* și *Cd*, respectiv, de 0,1209±0,0445 și 0,010±0,0027 mg/kg în zone nepoluate și concentrații de 0,1907±0,0437 și 0,0167 ± 0,0012 mg/kg în zone poluate. Propolisul colectat de albine atât de pe mugurii și scoarța copacilor, cât și din alte surse netradiționale, înregistrează concentrații variate de metale grele. Spre exemplu, în Brazilia [110] concentrațiile de *Pb* denotă 19-48 mg/kg, iar în Rusia [89], *Pb* și *Cd*, respectiv, 10,90 și 0,08 mg/kg.

Eficiența monitorizării mediului prin intermediul *Apis mellifera* a fost demonstrată pe parcursul anilor de numeroși cercetători: Jones K., 1986 [172]; Balestra V., Celli G., 1992 [117]; Barisic, 2002 [120]; Porrini C., et al., 2003 [187]; Balayrianis G. and Balayrianisn P., 2008 [118]; Zhelyazkova I., 2012 [219]. În lucrările lor, aceștia au demonstrat că albina meliferă este un bun indicator biologic, care depistează rapid deteriorarea chimică a mediului ambiant.

Conform surselor bibliografice [127, 162, 196, 213], alături de albina meliferă, și produsele ei – polenul, propolisul și mierea – pot servi, de asemenea, drept material valoros în evaluarea calității mediului.

Totuși, există multe controverse privind identificarea markerilor perfecți – între albine și produsele lor – ca bioindicatori în monitorizarea mediului. Spre exemplu, Roman A. et al., 2011 [195] consideră propolisul util în depistarea impertinențelor de mediu, iar Veleminsky M. et al., 1990 [208] identifică albinele culegătoare întoarse la urdiniș drept cel mai veritabil indicator; de

aceeași opinie sunt și cercetătorii Fakhimzadex K., and Lodenius M., 2000 [158], care consideră albinele ca fiind buni indicatori ai poluării cu metale grele a mediului urban și industrial. Cercetătorii Muller and Agthe, 1988 [158], precum și Коркина В., 2009 [90] consideră polenul drept un indicator adecvat în poluarea mediului cu metale grele.

O serie de cercetări privind monitorizarea pesticidelor prin intermediul albinelor și produselor acestora sunt reflectate fragmentar în mai multe publicații internaționale. De aproximativ 30 de ani, grupul de cercetare „Guido Grandi” de la Institutul de Entomologie al Universității din Bologna (Italia) a monitorizat pesticidele din agroecosisteme prin intermediul albinelor melifere. Cercetările lor aduc dovada faptului că cu ajutorul albinelor pot fi detectate prompt și continuu, fără cheltuieli suplimentare, poluarea ecosistemelor cu pesticide [108].

Cercetările efectuate de Kalankaya D. et al., 2002 [173] au demonstrat că 37% din probele de polen și miere analizate au fost contaminate cu pesticide organoclorurate ca: DDT și metaboliții săi, aldrin, endrin și dieldrin. Concentrația acestor pesticide variază de la 0,370 până la 37,34 $\mu\text{g/kg}$. Însă în propolis prezența pesticidelor menționate nu a fost detectată [128].

În condițiile Republicii Moldova, anumite cercetări privind utilizarea albinei melifere și produselor apicole în monitorizarea poluării mediului cu metale grele au fost efectuate doar sporadic de unii cercetători. Spre exemplu, Minceva I., 1999 [96] a determinat conținutul de *Pb* în flori și miere, însă fără o analiză corelativă.

De asemenea, cercetătorii Eremia N. ș.a., 2010 au studiat dinamica micro și macro elementelor în sol, frunzele plantelor melifere, albine și produsele acestora, însă nu în contextul Apimonitoringului [153, 154].

Până în prezent, în Republica Moldova încă nu au fost efectuate cercetări privind conținutul de pesticide, în special al celor organoclorurate, organofosforice și piretriode, în albine și produsele lor, în funcție de conținutul acestora în componentele mediului.

În acest context, studiul resurselor biologice apicole privind acumularea metalelor grele și a pesticidelor, pentru evaluarea calității mediului în Republica Moldova folosind Apimonitoringul, constituie o temă deosebit de actuală.

Pornind de la analiza științifică concretă a situației din domeniul dat, folosirea albinei melifere și a produselor ei în calitate de bioindicator al dereglărilor de mediu prezintă pentru țara noastră un avantaj, deoarece permite:

- estimarea calității mediului în zone cu divers impact antropic din țară;
- cunoașterea gradului de puritate și a stării de conservare și regenerare a diferitor ecosisteme naturale și antropizate;
- derularea unor cercetări științifice privind corelarea poluanților în lanțul trofic al naturii;

- utilizarea rezultatelor cercetărilor pentru eliberarea certificatelor de inofensivitate atât pentru unele produse alimentare, cât și pentru orientarea traseelor turistice ecologice.

1.4. Concluzii la capitolul 1

1. În urma analizei surselor bibliografice, a fost caracterizată situația ecologică privind conținutul poluanților (metale grele și pesticide) în componentele mediului (aer, sol, apă și floră) la nivel local (Republica Moldova) și regional.

2. A fost caracterizată biodisponibilitatea MG în sol și accesibilitatea acestora pentru plante, care variază de la o specie la alta și depinde de mai mulți factori. De asemenea, au fost expuse căile de preluare și acumularea acestora în plante. Au fost descrise efectele nocive ale MG asupra vegetației și dovedită acumularea mai intensă a acestora în plantele din preajma surselor de poluare. De asemenea, a fost descris impactul și ecotoxicitatea metalelor grele asupra mediului și populației.

3. Au fost caracterizate grupele de pesticide: organoclorurate, organofosforice și piretroide, dezvăluite impactul și toxicitatea acestora asupra mediului și sănătății umane. Conform surselor bibliografice, Republica Moldova s-a confruntat cu probleme de mediu și sănătate, determinate de utilizarea intensă a pesticidelor în trecut, ceea ce a condus la poluarea solurilor și resurselor acvatice.

4. Din analiza informațiilor literaturii științifice, derivă faptul că albinele și produsele lor sunt potențiali bioindicatori ai poluării mediului. Aceasta se explică prin faptul că toate sectoarele de mediu sunt vizitate de albine, absorbind poluanții direct din aer sau apă, sau indirect, prin intermediul polenului și nectarului, devin o sursă periculoasă de poluare a produselor lor, ca rezultat biomonitoringul mediului prin intermediul acestora ar putea reprezenta impactul factorilor abiotici și biotici într-un ecosistem.

Ținând cont de situația economică precară din țara noastră și de alte motive obiective, care fac dificilă supravegherea instrumentală a ecosistemelor în general, biomonitoringul mediului reprezintă o completare, de perspectivă.

În acest context, **scopul** cercetărilor noastre constă în dezvoltarea biomonitoringului calității mediului ambiant în Republica Moldova prin intermediul *Apis mellifera* L. și a produselor ei, elaborarea unor propuneri de evaluare/estimare a nivelului de poluare a ecosistemelor naturale și antropizate.

Pentru realizarea acestui scop au fost trasate următoarele **obiective**:

- determinarea conținutului metalelor grele (*Pb Cd și Cu*) în componentele mediului (sol, apă, flori) și componentele apicole (corp albine, polen, miere, propolis);

- determinarea pesticidelor (organoclorurate, organofosforice și piretroide) în componentele mediului și componentele apicole;
- elucidarea corelației poluării mediului ambiant cu conținutul poluanților în corpul albinei melifere și produsele ei;
- cercetarea influenței poluanților asupra viabilității și productivității familiilor de albine;
- elaborarea propunerilor de evaluare a calității mediului ambiant.

2. MATERIALE ȘI METODE DE CERCETARE

2.1. Schema cercetărilor, descrierea siturilor amplasării stupinelor experimentale

Pentru realizarea lucrării au fost efectuate cercetări în perioada 2011-2013. În primul an de cercetare (2011) au fost colectate probe de produse apicole (miere) din mai multe localități ale Republicii din zonele de sud (Cahul, Cantemir, Leova), centru (Hâncești, Orhei, Călărași) și nord (Bălți, Rezina, Soroca).

În anul 2011, au fost selectate și descrise patru zone (situri) cu diferit nivel potențial de poluare și impact al activităților umane din zona de centru a republicii. Selectarea și poziționarea siturilor a fost realizată după următoarele criterii:

- prezența surselor (staționare și mobile) cu impact asupra componentelor de mediu;
- specificul și modul folosirii teritoriului sitului;
- diversitatea activităților antropice (impactul antropic).

Siturile selectate au fost:

1. Situl „forestier” (considerat de noi ca martor cu regim de protecție reglementat);
2. Situl „agricol” (modul de utilizare a terenului - agricol, cultivarea plantelor anuale);
3. Situl „transport auto” - zonă de ecoton a magistralei auto;
4. Situl „industrial” - o zonă industrială a orașului Chișinău.

În fiecare din aceste situri au fost amplasate câte 12 familii de albine (stupine experimentale) de unde au fost colectate pentru analize probe de albine, polen, miere și propolis. În același timp, din aceste situri, mai exact din raza zborului productiv al albinelor, care, de obicei, este de 3 km de la stupină, pentru determinarea nivelului de poluare a mediului înconjurător au fost colectate probe de sol (stratul 0-25 cm), apă și flori melifere.

Situl „forestier” selectat de noi în calitate de martor și unde este amplasată stupina experimentală a Institutului de Zoologie, geografic situată în Sectorul de Pădure nr. 21, Cantonul nr 9, al Întreprinderii Silvice Ghidighici, mun. Chișinău (Fig. 2.1).

În acest site nu au fost identificate posibile surse majore de poluare în raza de 3 km în jurul stupinei experimentale. Terenurile forestiere din acest site constituie - 32,2%, unde din plantele melifere sunt predominante *Tilia tomentosa* (teiul argintiu) și *Robinia pseudoacacia* (salcâmul). În raza de 3 km de la stupina experimentală, flora meliferă a fost constituită din *Robinia pseudoacacia* (salcâmul alb), o plantă nectaro-poleniferă cu o pondere apicolă foarte mare; sporadic se întâlnesc arbuști ca: *Crataegus monogyna* (păducelul), *Rosa canina* (măceșul) și diferite plante erbacee spontane de pădure, cum sunt *Trifolium repens* (trifoiul alb), *Pulmonaria mollissima* (mierea ursului) etc., toate împreună asigurând un cules nectaro-polenifer valoros în luna mai.

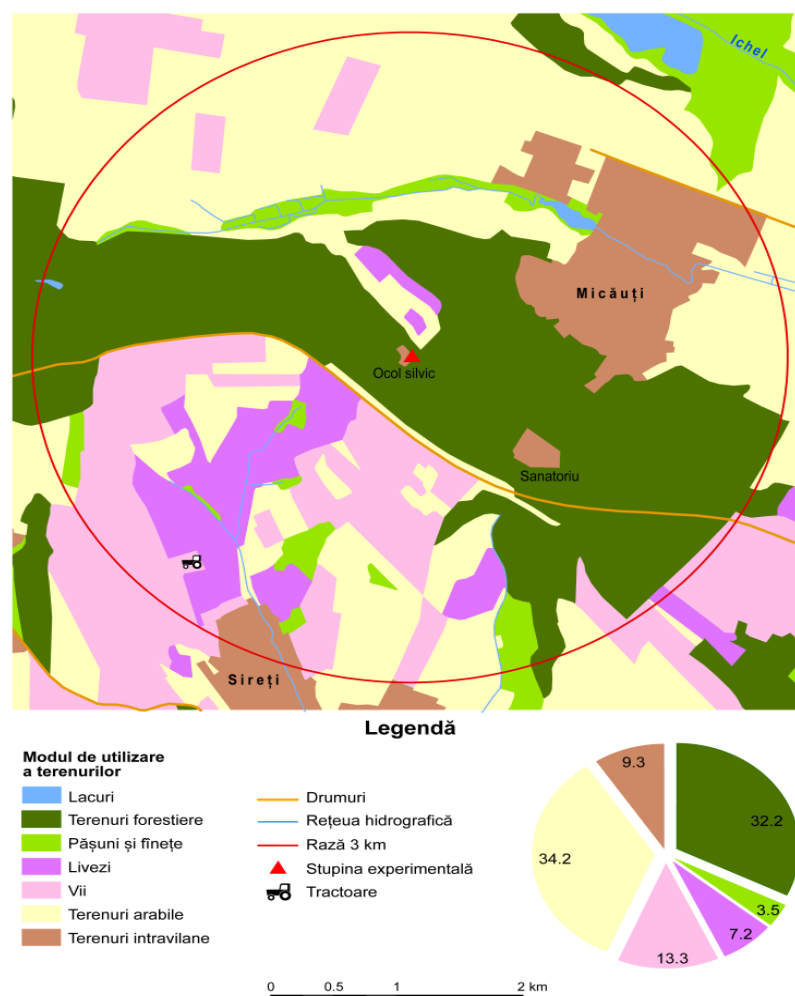


Figura 2.1. Harta-schemă privind amplasarea stupinei experimentale în situl „forestier”

În situl „agricol” de cercetare (Fig. 2.2.), stupii experimentali au fost amplasați la marginea localității Brăviceni, raionul Orhei.

Sursele majore de poluare în acest site practic lipsesc, cu excepția terenului fostului depozit de pesticide, cu o suprafață de aproximativ 4 ha, de unde cu 2,5 decenii în urmă au fost colectate și evacuate pesticidele și îngrășămintele învechite. La fel, o potențială sursă de poluare este tehnica agricolă, care prelucrează agrocenozele adiacente, traseul auto Chișinău - Bălți și alte surse minore. După cum observăm din harta-schemă, în acest site prevalează terenurile arabile - 62,8% , după care urmează pășunile și fânețele - 22,2%. În acest site dispunem de o baza meliferă variată, *Vitis vinifera* (vița de vie), *Citrullus vulgaris* (pepene verde), , *Cucurbita pepo* (dovleac) diferite specii de leguminoase plantate în grădini ca: *Brassica oleracea* (varza), *Allium cepa* (ceapa) etc. Din punctul de vedere melifer, culturile de bostănoase prezintă importanță ca plante ce oferă albinelor cules bun de întreținere și menținerea familiilor în continuă activitate. Atât *Cucumis melo*, cât și *Citrullus vulgaris* se polenizează, în special, cu

ajutorul albinelor, acestea înfloresc eşalonat timp de 2-3 săptămâni şi produc o cantitate foarte mare de polen cu grăuncioare măşcate şi lipicioase.

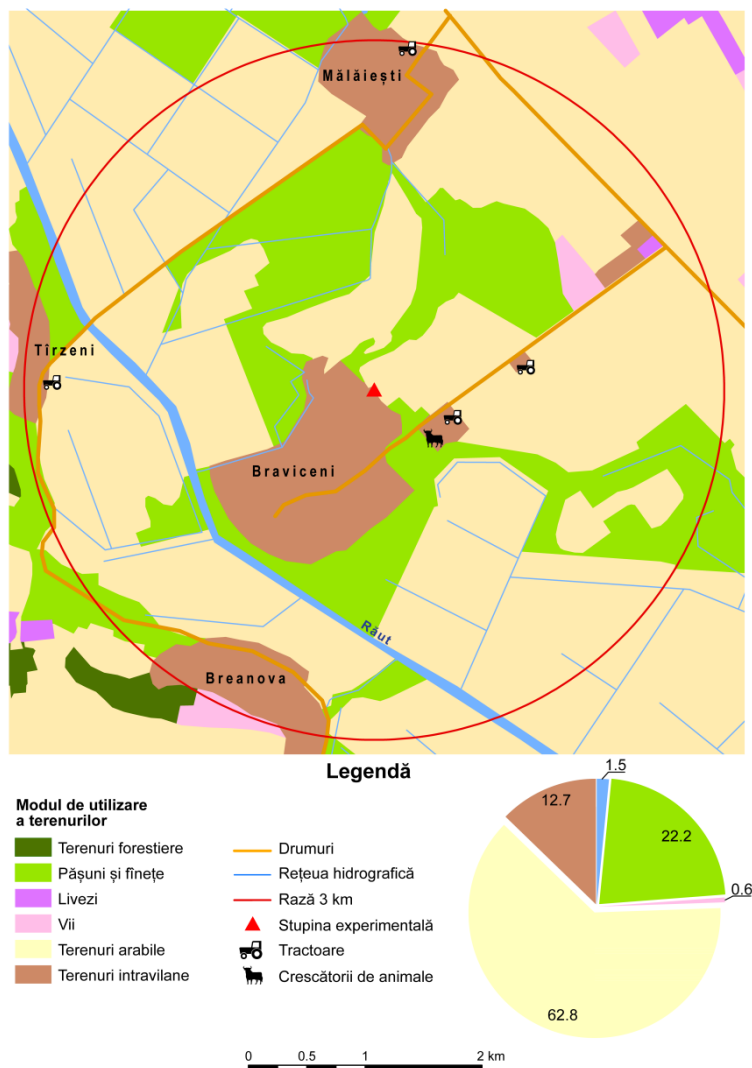


Figura 2.2. Harta-schemă privind amplasarea stupinei experimentale în situl „agricol”

Situl „transport auto” (Fig. 2.3.), amplasat la o distanță de aproximativ 350 m de șoseaua Balcani, în raza orașului Chișinău, este puternic influențată de traficul auto intens. Posibilele surse de poluare în acest site sunt: gazele de eșapament de la transportul auto; 12 stații de alimentare cu carburanți; piața auto; fabrica de asphalt „Edilitate”; întreprinderea industrială, SA „Topaz”; Combinatul Auto nr. 5 SA. Șoseaua Balcani fiind îngustă, face dificil traficul ce constă din sute de unități de transport de diferite categorii. Astfel, în orele de vârf, pe acest drum circulă aproximativ peste 23 autovehicule pe minut sau în medie peste 1300 autovehicule într-o oră. Baza meliferă în acest site practic lipsește. Conform fig. 2.3., terenurile forestiere din acest site constituie - 24,9% (în mare parte, parcurile „Valea Gâștelor” și „La Izvor”), biocenozele agricole anuale - 22,6% și livezile - 3,4%. În luna mai, în această zonă întâlnim înflorite sporadic

următoarele specii melifere: *Robinia pseudoacacia* (salcâmul alb) *Rosa canina* (măceșul), specii erbacee ca: *Trifolium repens* (trifoi alb) etc.

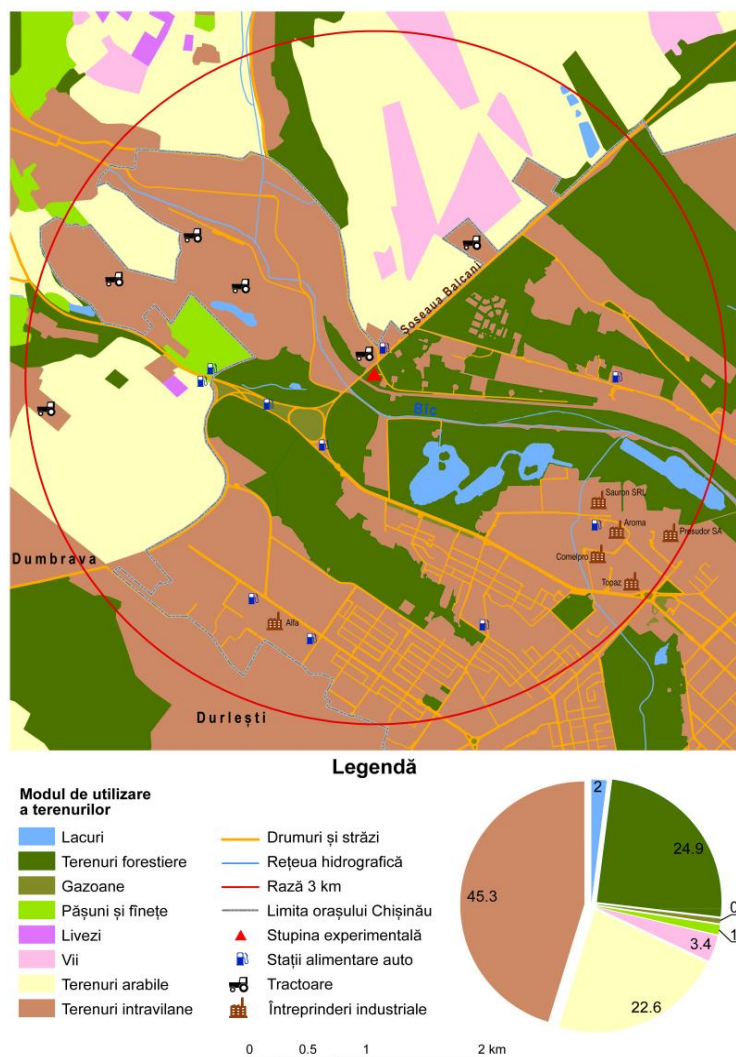


Figura 2.3. Harta-schemă privind amplasarea stupinei experimentale în situl „transport auto”

Situl „industrial” de cercetare (Fig. 2.4.), fiind situat pe strada industrială 14/2, orașul Chișinău, este puternic influențat de activitatea industrială de aici și de transportul auto. Sursele majore de poluare sunt: fabrica de sticlă; fabrica de produse chimice de uz casnic „Agurdino”; fabrica de cărămidă „Macon”; centralele electro-termice (CET-I și CET-II); transportul auto; peste 20 de stații de alimentare cu carburanți; gazele fumigene ce vin dinspre oraș etc. Conform Fig. 4., acest site este dominat de terenurile intravilane - 63,1% din suprafață, iar terenurile forestiere (parcuri mici) constituie doar 13,9%. În acest site, în raza de 3 km de la stupina experimentală, baza meliferă practic lipsește. Totuși, în luna mai se întâlnesc, sporadic înflorite, asemenea plante melifere ca: *Robinia pseudoacacia* (salcâmul alb), *Pinus sylvestris*. (pinul silvestru), *Rosa canina* (măceșul) și plante erbacee ca *Capsella bursa-pastoris* (traista ciobanului), *Lamium maculatum* (urzica moartă) etc.

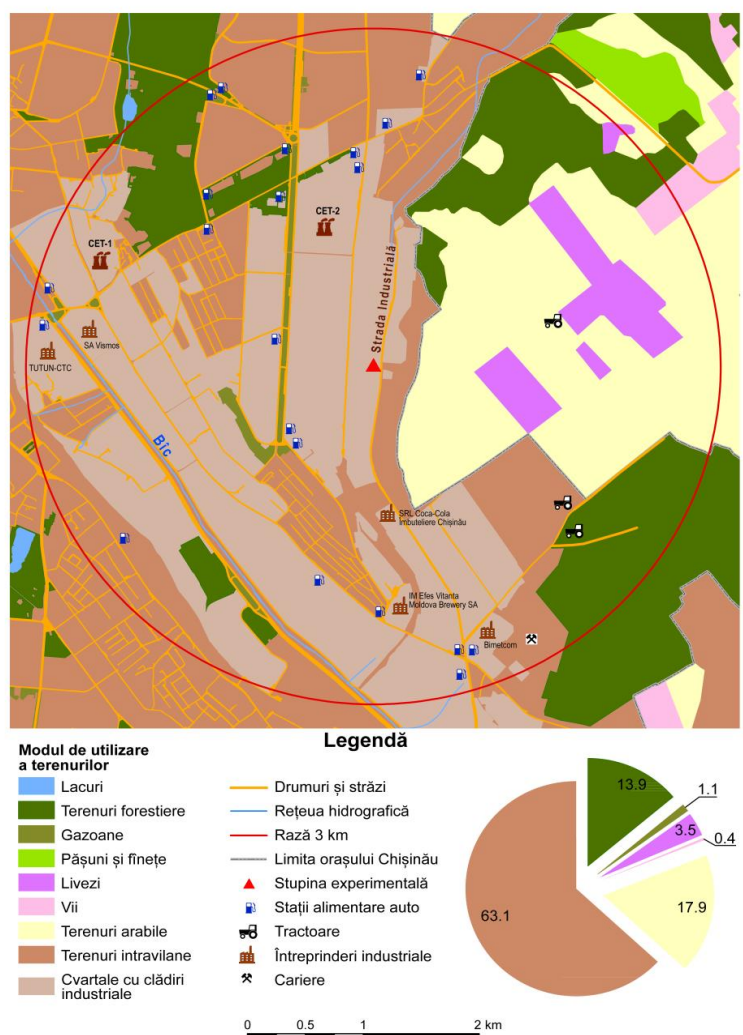


Figura 2.4. Harta-schemă privind amplasarea stupinei experimentale în situl „industrial”

Starea ecologică a siturilor de cercetare, activitatea albinelor, cât și secreția nectarului și polenului de către plantele melifere este influențată în mare parte și de condițiile meteorologice.

Conform SHS, pe parcursul lunii mai 2011, condițiile meteorologice au fost favorabile pentru activitatea albinelor pe o mare parte a teritoriului republicii. Temperatura aerului în această lună a înregistrat valori cu 0,2-1,0°C mai mari față de normă. Maxima absolută a temperaturii aerului în luna mai a constituit +31°C. A treia decadă a lunii a fost destul de aridă și fără precipitații.

Aceeași sursă menționează că, în cea mai mare parte a lunii mai 2012, pe teritoriul republicii s-a menținut vreme mai caldă ca de obicei și cu precipitații scăzute. Temperatura medie a aerului pe parcursul lunii mai a fost mai ridicată față de valorile normei cu 2,5 - 3,5°C și a constituit +17..+20°C, ceea ce se semnalează în medie o dată la 10-15 ani. În decursul primei decade a lunii mai, pe teritoriul țării s-a semnalat vreme anormal de caldă. Temperatura

medie decadică a aerului a constituit $+19,4$; $+21,7^{\circ}\text{C}$, fiind în fond cu $6,0 - 7,4^{\circ}\text{C}$ mai ridicată față de normă.

Temperatura maximă a aerului în luna mai a urcat până la $+33^{\circ}\text{C}$, ceea ce se semnalează în medie o dată la 10 ani. Numărul de zile cu temperatura maximă a aerului de $+25^{\circ}\text{C}$ și mai mult a constituit în teritoriu pe parcursul lunii mai 12-21 zile (norma fiind de 6-11 zile), cu temperatura maximă a aerului $+30^{\circ}\text{C}$ și mai mult au fost 3-10 zile (norma fiind de o zi).

Cantitatea precipitațiilor atmosferice căzute în luna mai (pe 70% din teritoriu), în fond a constituit 50-90 mm (90-165% din normă), cea mai mare cantitate de precipitații s-a înregistrat și în regiunea Orhei (situl „agricol”) care a constituit 100 -115 mm.

În luna iunie (2012) a fost înregistrată vreme caniculară cu deficit semnificativ de precipitații aproape pe întreg teritoriul Republicii Moldova (cu excepția zonei extreme de nord), ceea ce a condus la apariția secetei. Temperatura medie a aerului pe parcursul lunii a fost mai ridicată față de valorile normei cu $2,9-4,4^{\circ}\text{C}$ și a constituit $+20,7 + 24,0^{\circ}\text{C}$, ceea ce pe o mare parte a teritoriului republicii se semnalează în medie o dată la 30-60 ani. Pe parcursul lunii iunie au căzut foarte puține precipitații.

În anul 2013, spre deosebire de anul 2012, temperatura medie a aerului a înregistrat valori ceva mai mici. Pe parcursul lunii mai, la fel ca și în anul precedent, s-a înregistrat vreme mai caldă ca de obicei și cu precipitații pe întreg teritoriul republicii. Temperatura medie lunară a aerului a fost mai ridicată față de valorile normei cu $2,5-3,5^{\circ}\text{C}$ și a constituit $+17,5..+19,5^{\circ}\text{C}$, ceea ce se înregistrează în medie o dată la 10-15 ani. În orașul Chișinău temperatura medie în luna mai a înregistrat valori de $+19,1$; $+19,5^{\circ}\text{C}$, iar în raionul Orhei – peste $19,5^{\circ}\text{C}$. În decada a treia a lunii mai au căzut ploi puternice cu descărcări electrice și intensificări ale vântului în rafale de până la 23 m/s.

Pe parcursul lunii iunie (anul 2013), pe teritoriul țării s-a stabilit vreme mai caldă decât de obicei și cu precipitații abundente. Temperatura medie lunară a aerului pe întreg teritoriul republicii a fost mai ridicată față de valorile normei cu $1-2^{\circ}\text{C}$ și a constituit $+19,6$; $+ 21,8^{\circ}\text{C}$. Precipitațiile au avut preponderent caracter de aversă și au căzut neuniform în teritoriu. În orașul Chișinău și raionul Orhei, temperatura medie în luna iunie a înregistrat valori medii de $+21,1$; $+21,5^{\circ}\text{C}$.

În concluzie, temperaturile caniculare și precipitațiile din luna mai (anul 2012), au influențat înflorirea mai timpurie a plantelor melifere și au făcut dificilă colectarea nectarului și polenului de către albine, influențând astfel productivitatea. Același tablou a fost observat și în luna iunie, când temperaturile caniculare și lipsa precipitațiilor au făcut dificilă activitatea albinelor.

În anii 2011 și 2013, spre deosebire de anul 2012, condițiile meteorologice au fost mai favorabile pentru activitatea albinelor melifere.

2.2. Metoda decelării metalelor grele și pesticidelor în componentele mediului și produsele apicole

Metoda prelevării probelor

Prelevarea, transportarea și păstrarea probelor au fost efectuate în conformitate cu normele sanitar-veterinare privind metodologia de prelevare, prelucrare, ambalare și transport al probelor destinate examenelor de laborator [27, 47]. Probele au fost prelevate din toate patru situri de cercetare: „forestier”, „agricol”, „transport auto” și „industrial” [45].

Prelevarea probelor de sol: Probele de sol au fost prelevate în raza de 3 km, la diferite distanțe de stupina experimentală, câte 12 mostre din fiecare site experimental. Recoltarea probelor a fost efectuată cu ajutorul burghiului de sol la o adâncime de 0 - 25 cm. Stratul de litieră și masă organică parțial descompusă a fost înlăturat, după care s-a efectuat colectarea, propriu-zisă, a probelor de sol. Probele au fost recolate după metoda „plicului”. O probă medie a fost obținută prin amestecul a 5 probe separate de același volum și puse în pungi de plastic închise etanș.

Prelevarea probelor de apă: Probele de apă au fost recoltate din sursele accesibile stupinelor cercetate (adăpătorul artificial al stupinei, lacuri, iaz, râuri, fântâni). Recoltarea probelor de apă a fost efectuată în flacoane prevăzute cu dop rodat și închise ermetic. În momentul recoltării, flaconul dezinfectat în prealabil a fost clătit de 2-3 ori cu apa ce urmează să fie recoltată, apoi a fost umplut cu apă până la refuz, iar dopul a fost fixat în așa fel, încât să nu rămână bule de aer în interiorul vasului. Modul cum s-a efectuat recoltarea este în funcție de sursa de apă. În cazul nostru prelevarea probelor de apă a avut loc:

- din fântâni cu găleată (mediu rural) – în care a fost introdusă găleata la 10-30 cm sub oglinda apei și apoi turnată în flaconul de recoltare;

- din râu – a fost efectuată pe firul apei, unde este cea mai mare adâncime. Recoltarea a fost efectuată fixând flaconul pe un suport special care îi conferă greutatea necesară pentru a pătrunde cu ușurință sub nivelul apei. Probele colectate au fost transportate în laboratorul de analiză. Probele conservate au fost ținute la temperatura de 6-8 °C și în câteva ore au fost analizate.

De asemenea, au fost prelevate probe de apă și din sursele artificiale de asigurare cu apă a stupinelor (adăpător, butoi etc.)

Din siturile „forestier” și „agricol”, sursele de apă pentru albine au ca proveniență, în mare parte, fântânile cu extragerea apei prin pompare și, respectiv, probele au fost prelevate conform cerințelor expuse mai sus. Din situl „transport auto”, au fost colectate probe de apă din râul Bâc și lacurile din parcul „La izvor”, conform cerințelor de prelevare din râuri și lacuri. Sursa de apă primară pentru albinele din situl „agricol” a constituit-o cea din fântâna cu găleată, iaz și din râul Răut.

Prelevarea florilor melifere. Din cele 4 situri experimentale (în perioada 25 mai - 5 iunie a fiecărui an) au fost colectate câte 12 probe de flori melifere, la diferite distanțe de stupina experimentală, în raza de 3 km. Florile au fost ambalate în pungi de plastic și transportate în laborator pentru analiză.

Prelevarea probelor de albine și produse apicole (polen, miere, propolis) a fost efectuată cu instrumentar steril. În primul an de cercetare au fost prelevate probe de miere din 10 raioane ale republicii (nord, centru, sud), iar în următorii doi ani, din fiecare site de studiu (de la stupii experimentali) au fost prelevate câte 12 probe de albine, polen, miere, propolis.

- Au fost prelevate câte 50 de albine lucrătoare și puse în recipiente cu capac găurit.
- Pentru colectarea polenului, în fața fiecărui urdiniș au fost instalate colectoare de polen. După 5 ore de cules, polenul din colectoare a fost transferat în recipiente cu ajutorul unei perii apicole.
- Probele de miere au fost prelevate (după 2 săptămâni) prin decuparea cu ajutorul bisturiului a unei porțiuni de fagure (10x10 cm) și depozitate în recipiente.
- Probele de propolis au fost prelevate cu ajutorul daltei apicole și depozitate, de asemenea, în recipiente.

Mostrele menționate mai sus au fost transportate în laborator pentru analiză.

În scopul realizării obiectivelor propuse, în perioada anilor 2011-2013 au fost analizate 162 probe de componente ale mediului și câte 84 probe de albine, polen, propolis și 94 probe de miere. Analizele cercetărilor au fost efectuate în laboratorul Geolab al IGS al AȘM, și în laboratorul Centrului Republican de Diagnostică Veterinară. Pe această cale țin să aduc mulțumiri celor care au contribuit la efectuarea analizelor de laborator.

Metoda analitică de determinare a metalelor grele

Analiza MG (*Pb, Cd, Cu*) în componentele mediului (sol, apă, flori) și în produsele apicole (polen, miere, propolis) a fost efectuată prin spectrometria de absorbție atomică cu atomizare în flacără și electrotermică [60, 61, 62]. Metoda este pe larg folosită atât pentru determinarea metalelor grele în componentele mediului, cât și în produsele apicole.

Pentru stabilirea amplitudinei concentrațiilor și evaluarea gradului de poluare chimică a solului, apei, florei, albinelor, polenului, mierii, propolisului cu MG (*Pb*, *Cd*, *Cu*) s-a determinat concentrația formelor totale.

Pentru detecția metalelor grele a fost folosit spectrofotometrul de masă AAnalyst 800 cu lămpi Perkin Elmer, folosite pentru cuantificarea *Pb*, *Cd* și *Cu*.

Analiza metalelor grele în probele componentelor de mediu a fost realizată conform recomandărilor metodice [97, 151]. Prepararea probelor de albine, polen, miere, propolis a fost efectuată prin calcinarea uscată și transferul cenușii obținute în soluție prin extracție cu acid, conform standardelor Γ OCT R 52097 - 2003 [76], Γ OCT 30178 - 96 [77], Γ OCT 26929 - 94 [78].

Esența metodei de mineralizare uscată constă în descompunerea completă a materiilor organice prin arderea probelor într-un cuptor electric, la temperaturi controlate.

Esența metodei de extracție cu acizi constă în separarea MG din cenușă prin fierbere cu acid azotic și acid clorhidric.

După carbonizare, probele au fost mineralizate treptat în cuptorul electric, măbind temperatura cu 50 °C la fiecare 30 min. până la 450 °C. Mineralizarea a fost continuată la această temperatură până la obținerea de cenușă gri.

Paharul cu cenușă, scos din cuptorul electric după 10 - 15 ore de calcinare, a fost răcit până la temperatura camerei și umezit cu 0,5 - 1,0 cm³ de soluție de acid azotic.

Acidul a fost evaporat la sec pe reșoul electric la o încălzire mică. După răcire, vasul cu probă a fost din nou plasat în cuptorul electric răcit. Treptat temperatura a fost mărită până la 300°C, apoi menținută timp de 30 minute. Acest ciclu a fost repetat de cel puțin două ori. Mineralizarea a fost considerată completă, atunci când cenușa a devenit de culoare albă sau aproape albă, fără particule carbonizate.

Analiza soluției de cenușă. Pentru determinarea metalelor grele din soluții de cenușă s-a utilizat metoda de spectrometrie de absorbție atomică cu atomizare termică (GFAAS) în spectrofotometrul cu absorbție atomică [60, 61, 62].

Efectuarea analizei. Probele au fost introduse în cuva cuptorului succesiv, conform unui program predeterminat. Volumul de soluție injectată a fost de 20 μ l. În calitate de gaz inert a servit argonul. Măsurarea absorbanței atomice a fiecărei probe a fost efectuată de două ori. Compensarea absorbției neselective sa realizat cu ajutorul corectorului Zeeman [206].

Analiza rezultatelor. Ca rezultat al determinării conținutului elementului în soluția analizată a fost luată valoarea medie a două determinări paralele. Conținutul de metal din proba inițială (*C*, mg / kg) a fost calculat după formula:

$$C = \frac{(X \times K) \times V}{m} \quad (2.1)$$

în care : X - concentrația masică a elementului în soluție, $\mu\text{g}/\text{dm}^3$

K - coeficientul de diluare

V - volumul soluției de probă, ml

m – masa de probă inițială, g

Rezultatul final este prezentat după formula:

$$C_1 = C \pm 2 \times C \times U_c \quad (2.2)$$

în care: U_c - incertitudinea de măsurare a elementului, care este egală pentru cupru - 0,062 mg/kg, plumb - 0,063 mg/kg și cadmiu - 0,058 mg/kg.

Incertitudinea de măsurare a elementului a fost determinată conform metodelor standard de determinare a incertitudinii [156, 167].

Metoda decelării pesticidelor în componentele mediului și produsele apicole

În conformitate cu planul de lucru, următoarea etapă a fost determinarea conținutului reziduurilor unor pesticide organoclorurate, organofosforice și piretroide în probele de sol, apă, corp albine, polen, miere (Tab. 2.5.).

Tabel 2.5. Lista substanțelor analizate

Grupele de substanțe	Substanțele analizate
Pesticide organice clorurate	α -HCH alpha-hexaclorociclohexan β -HCH beta-hexaclorociclohexan γ -HCH gamma-hexaclorociclohexan p,p-DDE p,p-diclorodifeniltricloroetilen o,p-DDD o,p-diclorodifenildicloroetan p,p-DDD p,p-diclorodifenildicloroetan o,p-DDT o,p-diclorodifeniltricloroetan p,p- DDT p,p-diclorodifeniltricloroetan
Pesticide fosfororganice	Carbofuran Carbaril Malation Coumaphos
Piretroizi	Trans-permetrin Cipermetrin Alfa-cipermetrin Deltamethrin

Conținutul reziduurilor de pesticide în mostrele menționate anterior a fost determinat prin analiza soluțiilor cu ajutorul cromatografului de gaze cu detector de masă (GC-MS) Agilent 6890/5973.

Pentru analiză au fost cântărite eșantioane de sol (10gr), apă (0,5 l), corp albine (5gr), polen (10gr) și miere (10gr).

Determinarea compușilor a avut loc în conformitate cu recomandările metodice și ”Îndrumarul metodic de determinare a reziduurilor de pesticide în produsele alimentare și în mediul înconjurător” [39, 40, 151]. Procedurile operaționale au fost bazate pe standardele internaționale: SMV ISO 10382:2008 “Soil quality”; SM SR EN ISO 6468: 2007.

Parametrii operaționali pentru analiza gaz-cromatografică sunt prezenți în tabelul 2.6.

Tabelul 2.6. Parametrii operaționali pentru analiza gaz-cromatografică

Aparatul	Cromatograful cu gaz Agilent 6890 cu detector selectiv de masă 5973N
<i>Parametrii de introducere a probei:</i> tipul introducerii divizarea probei temperatura injectorului volumul introdus	cu autodozatorul fără divizarea probei 300 ⁰ C 2 μl
<i>Purtătorul-gaz:</i> denumirea fluxul viteza liniară regimul control al purtătorului-gaz	helium 1,5 ml/min 49 cm/min flux permanent
Coloana	HP-5MS (30 m x 250 mcm x 0,25 mcm)
<i>Parametrii de lucru ai detectorului mas-selectiv:</i> temperatura detectorului temperatura cvadрупol regimul de scanare	300 ⁰ C 150 ⁰ C Monitorizarea selectiva a ionilor
<i>Programa termostatului:</i> temperatura inițială menținerea temperaturii gradient temperatura intermediară menținerea temperaturii gradient temperatura finală menținerea temperaturii	80 ⁰ C 1 min 20 ⁰ C/min 200 ⁰ C 2 min 10 ⁰ C/min 280 ⁰ C/min 10 min

Pentru asigurarea calității rezultatelor, atât pentru mostrele solide (sol, albine, polen, miere), cât și pentru mostrele lichide (apă), paralel cu acestea, a fost efectuată aceeași procedură cu proba-martor, care conține numai solvenți utilizați pentru extracție și adaos (25 μl de soluție PCB29 și DCB și n-hexan cu concentrație 2,0 μg/ml). Paralel cu mostrele reale și proba-martor, a fost efectuată extracția pentru proba reală în care a fost introdus adaos, cu conținut de substanțe studiate (pesticide).

Asigurarea calității rezultatelor a fost înfăptuită prin:

- Utilizarea reactivelor cu grad înalt de puritate “HPLC” (High Performance Liquid Chromatography);
- Utilizarea soluției de standard certificată;
- Utilizarea standardelor interne în decursul pregătirii probelor;

- Pregătirea probei goale, paralel cu probele reale;
- Utilizarea metodei cu adaos.

2.3. Metodele statistice și biometrice utilizate

Datele obținute în experiențe au fost prelucrate statistic la calculator, utilizând programul „Statistica 7”, și anume aplicația „Descriptive Statistics”. S-a calculat: media aritmetică (M), eroarea mediei (m) și deviația standard (σ). Pentru interpretarea rezultatelor analitice obținute și compararea rezultatelor între siturile de cercetare, au fost calculate criteriul de semnificație (t_d după Student) a diferențelor dintre mediile obținute, conform statisticii biometrice variaționale, după metodele lui Плохинский Н.А., 1969 [99].

Rezultatele cercetărilor obținute au fost supuse analizei statistice și biometrice variaționale.

Coeficientul de certitudine (t_d) a diferențelor obținute între siturile de cercetare a fost calculat după formula:
$$t_d = \frac{d}{\sqrt{m_1^2 + m_2^2}} \quad (2.3)$$

în care: $d = M_1 - M_2$; d - diferența; m_1 - eroarea mediei M_1 ; m_2 - eroarea mediei M_2 .

După valoarea acestui coeficient, a fost stabilit pragul de certitudine a diferențelor după Student:

Tabelul 2.7. Stabilirea pragului de certitudine

Pragul de certitudine (P)	0	1	2	3
t_d	1,7 - 2,0	2,1 - 2,7	2,8 - 3,7	> 3,8
$P <$	0,1	0,05	0,01	0,001

Cu ajutorul programului „Statistica 7”, am determinat coeficientul de corelație a conținutului de MG și pesticide pe diferite segmente ale lanțului trofic. Utilizând programul „Statistica 7”, a fost calculat coeficientul de corelație liniară (r_{xy}), care este o valoare cantitativă ce descrie relația dintre două variabile sau caractere. Pentru fiecare valoare a coeficientului de corelație (r_{xy}) a fost calculat criteriul de certitudine (t_r) al acestuia după formula:

$$t_r = \frac{r_{xy}}{m_r} \quad (2.4)$$

$$\text{în care: } m_r - \text{eroarea determinată după formula: } m_r = \sqrt{\frac{1-r^2}{N-2}} \quad (2.5)$$

În tabelul 2.8 este redat nivelurile de corelație.

Tabelul 2.8 Analiza puterii de corelare

Valoarea r_{xy}	Nivelul corelației
< 0,3	foarte slabe
< 0,3 - 0,4	slabe
0,5 - 0,6	medie
0,6 - 0,7	înaltă
< 0,8	foarte înaltă

Indicii de vitalitate și productivitate a familiilor de albine au fost determinați conform Normei zootehnice privind bonitatea familiilor de albine, creșterea și certificarea materialului genitor apicol [29].

2.4. Concluzii la capitolul 2

Datele expuse în capitolul 2 includ materialele și metodele utilizate în cercetările de față.

1. Din zona de centru a Republicii Moldova, au fost selectate și caracterizate siturile de cercetare, cu descrierea bazei melifere, surselor de poluare și condițiilor meteorologice caracteristice pentru perioada 2011-2013, unde ulterior au fost amplasate stupinele experimentale.

2. Pentru estimarea gradului de poluare a mediului a fost determinat conținutul metalelor grele (*Pb*, *Cd*, *Cu*) și pesticidelor (organoclorurate, organofosforice, piretroide) în componentele mediului, corpul albinelor și produsele apicole.

3. Metodele de prelevare a probelor și analizele au fost efectuate în conformitate cu recomandările, metodele și standardele în vigoare.

4. Pentru interpretarea rezultatelor cercetărilor, acestea au fost supuse analizei statistice și biometrice variaționale.

3. METALELE GRELE ÎN COMPONENTELE MEDIULUI, CORPUL ALBINEI MELIFERE ȘI ÎN PRODUSELE APICOLE

3.1. Conținutul metalelor grele în componentele mediului și produsele apicole

Poluarea cu metale grele (MG) a sistemelor ecologice reprezintă o problemă de importanță majoră, datorită pătrunderii acestora în structura lanțurilor trofice și a influenței asupra funcționării biocenozelor. Potrivit unor cercetări [105], metalele grele, datorită mobilității slabe, odată pătrunse în lanțul trofic se concentrează la nivelurile superioare și, ca rezultat, concentrația lor în plante este mai mare decât în sol, în țesuturile animalelor ierbivore - mai mare decât în plante, în țesuturile carnivorelor - mai mare decât la ierbivore, concentrația maximă fiind atinsă la capetele lanțurilor trofice, respectiv la răpitorii de vârf și implicit la om.

3.1.1. Conținutul metalelor grele în sol, apă și florile plantelor melifere

Încărcarea cu metale grele peste concentrația maximă admisibilă (CMA), are consecințe nefaste asupra calității și productivității solului, iar acumularea lentă și îndelungată a acestora în organismul consumatorilor influențează metabolismul lor. Din metalele studiate de noi, *Pb* și *Cd* sunt considerate metale toxice, iar rolul lor funcțional în metabolismul organismelor, biocenozelor nu este constatat, pe când *Cu* este un metal biogen și nutrient esențial, manifestând caracter toxic doar în cantități sporite ce depășesc CMA ale standardelor în vigoare [25]. După Adriano D., 2001 [107], *Cu* intră în categoria microelementelor cu rol biologic important pentru ecosistemele „forestiere”, carențele (<10 mg/kg) sau depășirile pragului de alertă (> 100 mg/kg) pot provoca reducerea creșterii rădăcinilor și lăstarilor, inhibarea enzimelor. Poluanții de tip metale grele sunt deosebit de periculoși doar în cazul remanenței de lungă durată în sol, precum și preluării lor de către plante și animale. Unele studii [114] au confirmat că prezența metalelor grele în sol într-o anumită concentrație, spre exemplu, *Cd* – 1 mg/kg, *Pb* – 150 mg/kg, și *Cu* – 20 mg/kg, nu sunt dăunătoare pentru organismele solului.

Conținutul de *Pb* în sol. Rezultatele cercetărilor noastre [24] au demonstrat că concentrația de *Pb* variază în funcție de situl cercetat de la 11,34±0,54 mg/kg în situl „forestier”, până la 13,53±0,78 mg/kg în situl „industrial”. Analiza datelor cercetărilor demonstrează, că cea mai mare concentrație medie de plumb a fost constatată în situl „industrial” – 13,53±0,78 mg/kg, care este urmată de situl „transport auto” – 13,12±0,68 mg/kg, situl „agricol” – 11,96±0,78 mg/kg; cei mai mici indici au fost înregistrați în situl „forestier” – 11,34±0,54mg/kg (Tab. 3.1).

Tabelul 3.1 Conținutul de *Pb* în sol (0 - 25 cm), mg/kg

Denumirea sitului experimental	Concentrația medie, $M \pm m$	Diferența față de situl „forestier”		t_d	P
		d	%		
anul 2013					
Situl „forestier”	11,34 ± 0,54	-	-	-	-
Situl „agricol”	11,96 ± 0,78	0,62	5,5	0,66	> 0,1
Situl „transport auto”	13,12 ± 0,68	1,78	15,7	2,05	< 0,1
Situl „industrial”	13,53 ± 0,78	2,19	19,3	2,11	< 0,05
CMA	32,0	-	-	-	-

În toate siturile de studiu valorile probelor cercetate indică un nivel scăzut al plumbului în stratul solului – 0-25 cm, comparativ cu CMA indicată pentru solurile Republicii Moldova, cu variații: în situl „forestier” – 7,52-14,27 mg/kg; situl „agricol” – 5,70-15,31 mg/kg; situl „transport auto” – 9,86-17,98 mg/kg; situl „industrial” – 10,50-19,00 mg/kg, astfel încadrându-se în diapazonul CMA conform normelor, fiind în concordanță cu valorile stabilite de Кирилюк, 2006 – (5-30 mg/kg) [92] (Anexa A Tab. A 3.3.). Conform datelor analizate, nu au fost depistate valori ce depășesc CMA pentru *Pb* în probele de sol cercetate. Astfel, după valorile medii ale concentrației de *Pb* în sol, putem afirma, cel puțin, că siturile cercetate nu sunt poluate cu acest metal greu.

Am constatat că practic nu se înregistrează diferențe semnificative ale concentrației de *Pb* în sol între situl „agricol” și cel „forestier”, acestea constituind doar 0,62 mg/kg sau 5,5%. Totodată, unii cercetători [8] menționează că zonele forestiere suferă mai mult în urma acumulării metalelor grele în sol comparativ cu zonele agricole, unde câmpurile sunt arate, fertilizate, semănate cu culturi care necesită anumite cantități de metale grele și aceasta conduce la depoluarea solurilor.

Datele noastre demonstrează că concentrațiile medii de *Pb*, atât în situl „transport auto”, cât și în situl „industrial”, sunt semnificativ mai mari față de situl „forestier”, respectiv, cu 1,78 și 2,19 mg/kg sau 15,7% și 19,3% ($t_d=2,05$ și 2,1; $P<0,05$). Aceasta se explică prin faptul că în respectivele situri există surse emițătoare de *Pb*, posibili poluatori fiind fabrica de sticlă, fabrica de produse chimice de uz casnic, gazele fumigene ce vin dinspre oraș, cele emise de la centralele electro-termice (CET-1, CET-2), precum și gazele de eșapament de la transportul auto destul de aglomerat din orașul Chișinău. În situl „transport auto”, situat în preajma traseului național șoseaua Balcani, potențialele surse de poluare cu *Pb* sunt: emisia gazelor de eșapament de la transportul auto, *Pb* fiind adăugat în benzină în calitate de antidetonator, fabrica de asfalt „Edilitate” etc.

Odată cu gazele de eșapament, se emite cca 70% de *Pb* sub formă de particule fine care se dispersează în mediul ambiant. Particulele relativ mari ($> 0,005$ mm) se depun nemijlocit în apropierea drumului. Dacă în siturile rurale emisiile gazelor de eșapament constituie 36%, atunci în cele urbane – 80% [34]. Referitor la cota țărilor vecine de poluare a mediului din Republica Moldova cu *Pb*, Ucrainei îi revine circa 45% și României circa 25% [7].

Conținutul de *Cd* în sol. Cadmiul este considerat printre cele mai toxice metale grele, fiind reținut de sol mai slab decât plumbul, dar care migrează lejer în solurile ușoare, acide și sărace în humus, se acumulează în organisme și afectează dezvoltarea lor [7].

Cercetările noastre au demonstrat că conținutul de *Cd* în sol variază în funcție de situl cercetat, prin urmare depinde de sursele poluante din aceste situri (Tab. 3.2).

Rezultatele cercetărilor arată că valorile medii ale cadmiului în siturile de cercetare prezintă cele mai mari concentrații în situl „industrial” ($0,239 \pm 0,023$ mg/kg), urmată de situl „transport auto” ($0,194 \pm 0,014$ mg/kg), situl „agricol” ($0,170 \pm 0,018$ mg/kg), iar cele mai mici valori au fost înregistrate în situl „forestier” ($0,154 \pm 0,008$ mg/kg).

Tabelul 3.2. Conținutul de *Cd* în sol (0 - 25 cm), mg/kg

Denumirea sitului experimental	Concentrația medie, M ± m	Diferența față de situl „forestier”		t _d	P
		d	%		
anul 2013					
Situl „forestier”	0,154 ± 0,008	-	-	-	-
Situl „agricol”	0,170 ± 0,018	0,016	10,4	0,84	> 0,1
Situl „transport auto”	0,194 ± 0,014	0,040	25,9	2,50	< 0,05
Situl „industrial”	0,239 ± 0,023	0,085	55,2	3,49	< 0,01
CMA	5,0	-	-	-	-

Concentrațiile cadmiului în solurile cercetate variază de la o zonă la alta, spre exemplu: valorile probelor în situl „industrial” variază între 0,119-0,373 mg/kg, situl „transport auto” între 0,118-0,286 mg/kg, situl „agricol” între 0,097-0,317 mg/kg și situl „forestier” între 0,093-0,205 mg/kg. Concentrații mai mari de *Cd* au fost stabilite în probele de sol colectate, în special, din apropierea magistralelor auto.

Totodată, valori ce ar depăși CMA pentru *Cd* în sol nu au fost depistate. Dimpotrivă, rezultatele demonstrează că concentrația *Cd* în stratul 0 - 25 cm al solurilor cercetate a fost cu mult sub valoarea CMA, de 20,9 - 32,5 ori mai mică. Astfel, poluarea cu *Cd* în stratul de sol 0 - 25 cm nu s-a atestat.

Am constatat că practic nu există diferențe semnificative ale concentrației de *Cd* în sol între situl „agricol” și situl de fond. În schimb, diferențe certe față de situl „forestier” se observă

atât în situl „industrial”, cu valori de 0,085 mg/kg sau 55,2% ($t_d = 3,49$; $P < 0,01$), cât și în situl „transport auto”, respectiv, cu 0,040 mg/kg sau 25,9% ($t_d = 2,50$; $P < 0,05$). Această diferență se explică prin faptul că siturile de cercetare se află în preajma sau în apropierea traseelor auto și sunt supuse riscului poluării cu cadmiu, care este utilizat la vulcanizarea anvelopelor, a căror componente în urma măcinării acestora se dispersează în mediul ambiant. De asemenea, posibile surse de poluare cu *Cd* în situl „industrial” sunt fabricile de încălțăminte, poluarea ce vine dinspre oraș, poluarea transfrontalieră etc.

Conținutul de *Cu* în sol. Comparând siturile de studiu (Tab. 3.3), am constatat că cele mai mari concentrații de *Cu* au fost stabilite în situl „industrial” cu concentrații medii de $26,56 \pm 2,35$ mg/kg, urmată de situl „agricol”, cu valori de $24,48 \pm 1,40$, situl „transport auto” – $19,81 \pm 1,65$ mg/kg, și situl „forestier”, cu concentrații medii de $15,74 \pm 0,81$ mg/kg (Tab. 3). Aceste valori sunt departe de CMA pentru *Cu* în sol (100 mg/kg), fiind mai mici de 3,8 - 6,3 ori ($P < 0,001$). Chiar și în probele cu cele mai mari concentrații, valoarea acestora a fost cu mult mai redusă decât nivelul CMA, conform normelor în vigoare.

Tabelul 3.3. Conținutul de *Cu* în sol (0 - 25 cm), mg/kg

Denumirea sitului experimental	Concentrația medie, $M \pm m$	Diferența față de situl „forestier”		t_d	P
		d	%		
anul 2013					
Situl „forestier”	$15,74 \pm 0,81$	-		-	
Situl „agricol”	$24,48 \pm 1,40$	8,74	55,5	5,41	$< 0,001$
Situl „transport auto”	$19,81 \pm 1,65$	4,07	25,8	2,22	$< 0,05$
Situl „industrial”	$26,56 \pm 2,35$	10,82	68,7	4,36	$< 0,001$
CMA	100,0	-	-	-	-

Pentru toate siturile de cercetare concentrațiile de *Cu* în sol se încadrează în nivelurile concentrațiilor scăzute (Кирилюк, 2006) [92]. Limitele min.-max. ale concentrației de *Cu* în situl „agricol” prezintă valori de 17,20-32,05 mg/kg, în situl „transport auto” – 12,00-28,15 mg/kg, în situl „industrial” – 11,80-37,50 mg/kg și în situl „forestier” – 11,07-20,14 mg/kg. De asemenea, au fost constatate diferențe certe ale concentrației de *Cu* în sol în toate siturile față de situl de fond. Spre exemplu: diferența concentrației de *Cu* în sol din situl „forestier” și cel „industrial” constituie 10,82 mg/kg sau 68,7% ($t_d = 4,36$; $P < 0,001$), urmată de cea din situl „agricol”, respectiv – 8,74 mg/kg sau 55,5% ($t_d = 5,41$; $P < 0,001$) și cea din situl „transport auto” – 4,07 mg/kg sau 25,8% ($t_d = 2,22$; $P < 0,001$).

Concentrațiile medii de *Cu* total în sol sunt departe de pragul de alertă (PA) stabilit de Kloke, 1980 (Anexa 2. Tabelul A 2.3) [176], însă mai aproape de concentrațiile de 22,2 mg/kg

stabilite de Klark (Lăcătușu, 2008) (Anexa 2. Tabelul A 2.3) [38]. Ca și în cazul plumbului și cadmiului, concentrațiile de cupru din solurile cercetate nu prezintă riscuri de poluare. Deci, în stratul 0 - 25 cm al solurilor din siturile de studiu nu a fost înregistrat nici un caz de poluare cu MG. Niciunul din metalele analizate din siturile cercetate n-a trecut pragul de alertă după Kloke, concentrațiile acestora încadrându-se în nivelul scăzut de metale grele în sol după Кирилюк, 2006 [92]. Nivelul concentrațiilor MG în sol poate fi reprezentat precum urmează: $Cu > Pb > Cd$.

Conținutul de MG în solurile diferitor zone cercetate pot fi vizualizate mai evident în diagrama din Anexa 6 Fig. 6.1.

În rezultatul cercetărilor, putem concluziona că concentrația Pb , Cd și Cu în sol depinde de situl geografic și tipul surselor emițătoare din aceste situri. Totodată, concentrațiile medii depistate în solurile cercetate de noi confirmă faptul că solurile, în general, nu sunt poluate cu Pb , Cd și Cu , fiind departe de concentrațiile stabilite de normele MD și ale altor autori (Anexa 3).

Conținutul metalelor grele în apă. Au fost analizate conținutul de Pb , Cd și Cu în probele de apă prelevate din toate cele 4 situri de studiu (Tab. 3.4.).

Tabelul 3.4. Conținutul de metale grele în apă, (mg/l)

MG	Concentrația medie, M ± m	Diferența față de situl „forestier”		t _d	P
		d	%		
situl „forestier”					
Pb	< nd	-	-	-	-
Cd	< nd	-	-	-	-
Cu (2012) (2013)	0,003 ± 0,001	-	-	-	-
	0,002 ± 0,001	-	-	-	-
situl „agricol”					
Pb	< nd	-	-	-	-
Cd	< nd	-	-	-	-
Cu (2012) (2013)	0,004 ± 0,001	0,001	33,4	0,86	> 0,1
	0,005 ± 0,001	0,003	150,0	3,0	< 0,01
situl „transport auto”					
Pb	< nd				
Cd	< nd				
Cu (2012) (2013)	0,006 ± 0,001	0,003	100,0	2,58	< 0,05
	0,008 ± 0,001	0,006	300,0	5,17	< 0,001
situl „industrial”					
Pb	< nd	-	-	-	-
Cd	< nd	-		-	-
Cu (2012)	0,007 ± 0,002	0,004	133,4	2,0	< 0,1

nd - nivelul detectabil (Pb - < 0,001; Cd - 0,0002 mg/l

CMA: Pb = 0,05; Cd = 0,001; Cu = 0,02 mg/l

În anii de cercetare 2012-2013, rezultatele analizelor nu au înregistrat pentru *Pb* și *Cd* concentrații detectabile ($Pb < 0,001$; $Cd < 0,0002$ mg/l). Iar conținutul de *Cu* în probele de apă analizate demonstrează că cele mai mici concentrații medii ale acestui metal în apă a fost depistat în situl „forestier” – $0,003 \pm 0,001$ mg/l, iar cele mai mari în situl „industrial” și situl „transport auto” – respectiv, de $0,007 \pm 0,002$ și $0,006 \pm 0,001$ mg/l, fiind mai mari față de situl martor cu $0,003$ și $0,004$ mg/l sau $100,0$ și $133,4$ % ($t_d = 2,58 - 2,0$ $P < 0,05 - 0,1$).

Totodată, menționăm, că niciuna din concentrațiile înregistrate de *Pb*, *Cd* și *Cu* în apă nu depășesc CMA stabilite de normele în vigoare (HG Nr. 890 din 12.11.2013) [30].

Conținutul metalelor grele în florile plantelor melifere. Odată ajunse în natură, MG suferă un proces de absorbție între diferite medii de viață (aer, apă, sol) și se pot transmite prin lanțul trofic, sol – plante – albine – polen – miere – propolis, ajungând până la om. Metalele existente în sistemele ecologice sunt disponibile procesului de preluare într-o anumită proporție din cantitatea de metal din sol, sediment, apă, atmosferă [157]. Acumularea MG în plante se datorează atât absorbției radiculare, cât și absorbției foliare. Acumularea MG depinde de specificul biologic al plantei și, desigur, de conținutul elementelor în sol. Accesibilitatea MG pentru plante variază de la o specie la alta în funcție de sol, climă și depinde de starea chimică și localizarea în sol, de pH solului, conținutul materiei organice și condițiile de drenare [65].

Conținutul de *Pb* în florile plantelor melifere. În urma efectuării analizelor de laborator, în anul 2012, am constatat prezența *Pb* în florile colectate din toate probele analizate (Tab. 3.5.). Comparând conținutul mediu de *Pb* în florile melifere a siturilor de studiu, am constatat că cele mai mici concentrații de *Pb* în flori au fost înregistrate în situl „forestier” ($0,117 \pm 0,025$ mg/kg), iar cele mai mari concentrații au fost depistate în situl „industrial”, cu valori de $0,252 \pm 0,029$ mg/kg, fiind mai mare față de situl martor cu $0,13$ mg/kg sau de $2,1$ ori ($t_d = 3,42$; $P < 0,001$). În situl „transport auto” au fost determinate concentrații de *Pb* în flori cu valori medii de $0,252 \pm 0,029$ mg/kg, fiind mai mari față de situl „forestier” cu $0,11$ mg/kg sau de $94,8\%$ ($t_d = 2,40$; $P < 0,05$). Analizând concentrațiile de *Pb* în flori în fiecare probă aparte, am constatat că au fost înregistrate niveluri minime de $0,029$ mg/kg în situl „forestier” și maxime de $0,402$ mg/kg în situl „transport auto”.

În anul 2013, concentrațiile de *Pb* în flori au înregistrat tendințe similare de nivel ceva mai mic în situl „forestier” ($0,141 \pm 0,025$ mg/kg) și ceva mai mare în situl „agricol” ($0,178 \pm 0,018$) și situl „transport auto” ($0,197 \pm 0,034$ mg/kg). Limitele concentrațiilor de *Pb* în flori în fiecare probă în parte, variază între nivelul minim de $0,027$ mg/kg în situl „forestier” și maxim $0,461$ mg/kg în situl „transport auto”.

Tabelul 3.5. Conținutul de *Pb* în florile plantelor melifere, mg/kg

Denumirea sitului experimental	Concentrația medie, $M \pm m$	Diferența față de situl martor		t_d	P
		d	%		
anul 2012					
Situl „forestier”	$0,117 \pm 0,025$	-	-	-	-
Situl „agricol”	$0,211 \pm 0,020$	0,09	80	2,90	< 0,05
Situl „transport auto”	$0,228 \pm 0,039$	0,11	94,8	2,40	< 0,05
Situl „industrial”	$0,252 \pm 0,029$	0,13	115,4	3,42	< 0,001
anul 2013					
Situl „forestier”	$0,141 \pm 0,025$	-	-	-	-
Situl „agricol”	$0,178 \pm 0,018$	0,04	26,2	1,23	> 0, 1
Situl transport auto	$0,197 \pm 0,034$	0,05	39,7	1,19	> 0, 1
LMA, UE*	0,30	-	-	-	-

Remarcă: * Regulamentul (CE) Nr. 1881/2006 [51]

Concentrațiile mai mari de *Pb* din siturile „industrial” și „transport auto” demonstrează faptul că flora din aceste situri este mai expusă poluării cu acest metal, prin intermediul solului, apei și aerului. Aceasta se datorează, în mare parte, gazelor de eșapament eliminate de transportul auto, fiind și sursa principală de poluare în aceste zone.

În ansamblu, în toate siturile cercetate, concentrația de *Pb* în flori nu a depășit LMA stabilite de normele în vigoare.

Conținutul de *Cd* în florile plantelor melifere. Cadmiul, spre deosebire de *Pb*, după cum s-a menționat anterior, se întâlnește în natură în concentrații cu mult mai mici, dar dispune de o mobilitate mult mai mare.

În cercetările noastre (Tab. 3.6.), concentrațiile de *Cd* în florile melifere variază în diferite probe, de la un sit la altul. În anul 2012 de studiu, în toate siturile studiate concentrația de *Cd* în probele de flori a variat de la minim 0,005 mg/kg până la maxim 0,131 mg/kg.

Cele mai mici concentrații de *Cd* în flori au fost înregistrate în situl „forestier” ($0,021 \pm 0,005$ mg/kg). Cea mai mare concentrație medie de *Cd* în florile melifere a fost înregistrată în situl „industrial”, având un nivel de $0,057 \pm 0,011$ mg/kg și fiind mai mare, comparativ cu situl „forestier”, cu 0,036 mg/kg sau de 2,7 ori ($t_d=3,09$; $P<0,001$). Concentrația medie de *Cd* în flori înregistrând în situl „transport auto” – ($0,040 \pm 0,014$ mg/kg), ocupă niveluri intermediare între siturile „forestier” și cel „industrial”.

În anul 2013 de cercetare se observă o tendință evidentă de a se înregistra concentrații mai mari de *Cd* în probele de flori din situl „transport auto”, comparativ cu situl „forestier”, cu o diferență de 0,012 mg/kg sau cu 63,2% mai mare.

Tabelul 3.6. Conținutul de *Cd* în florile plantelor melifere, mg/kg

Denumirea sitului experimental	Concentrația medie, $M \pm m$	Diferența față de situl martor		t_d	P
		d	%		
anul 2012					
Situl „forestier”	0,021 $\pm$ 0,005	-	-	-	-
Situl „agricol”	0,029 $\pm$ 0,005	0,008	38,09	1,14	> 0,1
Situl „transport auto”	0,040 $\pm$ 0,014	0,019	90.4	1,36	> 0,1
Situl „industrial”	0,057 $\pm$ 0,011	0,036	176,1	3,09	< 0,001
anul 2013					
Situl „forestier”	0,019 $\pm$ 0,004	-	-	-	-
Situl „agricol”	0,022 $\pm$ 0,006	0,003	15,8	0,42	> 0,1
Situl „transport auto”	0,031 $\pm$ 0,005	0,012	63,2	1,89	< 0,1
LMA, UE	0,2	-	-	-	-

În ambii ani de cercetare, conținutul de *Cd* în probele de flori din situl „transport auto” și situl „industrial” indică niveluri mai ridicate, comparativ cu situl de fond. Aceasta se explică prin existența în aceste situri a surselor de poluare. Totodată, în toate siturile cercetate concentrația de *Cd* în flori este departe de limita maximă admisibilă, stabilită de către Comunitatea Europeană (CE) pentru unele specii de plante.

Conținutul de *Cu* în florile plantelor melifere. În toate probele de flori cercetate a fost constatată prezența cuprului (Tab. 3.7.). Concentrația de *Cu* în probele de flori (anul 2012) a variat în limitele minime de 3,55 mg/kg (situl „forestier”) și maxime de 19,66 mg/kg (situl „agricol”). Comparând conținutul *Cu* din siturile de studiu, observăm că cele mai mari concentrații medii ale acestui metal au fost înregistrate în situl „industrial” (12,02 $\pm$ 0,77 mg/kg), ceva mai mici în situl „agricol”(10,97 $\pm$ 1,14 mg/kg) urmat de situl „transport auto” (9,99 $\pm$ 0,58 mg/kg).

Tabelul 3.7. Conținutul de *Cu* în florile plantelor melifere, mg/kg

Denumirea sitului experimental	Concentrația medie, $M \pm m$	Diferența față de situl martor		t_d	P
		d	%		
anul 2012					
Situl „forestier”	$7,85 \pm 0,70$	-	-	-	-
Situl „agricol”	$10,97 \pm 1,14$	3,12	39,74	2,34	$< 0,05$
Situl „transport auto”	$9,99 \pm 0,58$	2,14	27,3	2,35	$< 0,05$
Situl „industrial”	$12,02 \pm 0,77$	4,17	53,1	4,00	$< 0,001$
anul 2013					
Situl „forestier”	$6,71 \pm 0,61$	-	-	-	-
Situl „agricol”	$10,06 \pm 1,04$	3,35	49,92	2,79	$< 0,05$
Situl „transport auto”	$8,72 \pm 0,52$	2,01	30,0	2,5	$< 0,05$
LMA	-	-	-	-	-

Situl cu cele mai mici concentrații medii de *Cu* în flori a fost cel „forestier” ($7,85 \pm 0,70$ mg/kg). Astfel, conținutul de *Cu* în florile din situl „industrial” a fost mai mare, comparativ cu situl „forestier”, cu 4,17 mg/kg sau 53,1% ($t_d=4,00$; $P<0,001$) și în situl „transport auto” cu 2,14 mg/kg sau 27,3% ($t_d=2,35$; $P<0,05$).

În anul 2013, în probele de flori din siturile cercetate au fost depistate valori de la minim 3,95 mg/kg (situl „forestier”) până la maxim 18,02 mg/kg (situl „transport auto”). Cele mai mici valori medii de *Cu* în floră au fost înregistrate în situl „forestier” ($6,71 \pm 0,61$ mg/kg), iar cele mai mari ($10,06 \pm 1,04$ mg/kg) au fost constatate în situl „agricol”. La fel ca în anul precedent, concentrația de *Cu* în florile din situl „transport auto” a fost cu 2,01 mg/kg sau 30,0% mai mare, comparativ cu situl „forestier” ($t_d = 2,5$; $P<0,05$).

Mai evident, conținutul de MG în florile plantelor melifere este redat în diagrama Anexei 6, Fig. A 6.3.

Generalizând rezultatele, putem constata faptul că cele mai mici concentrații de *Pb*, *Cd* și *Cu* în flori au fost înregistrate în situl „forestier”, iar cele mai mari concentrații – în situl „industrial”. Totodată, în toate siturile cercetate nu au fost constată depășiri ale LMA de metale grele în flori.

3.1.2. Conținutul metalelor grele în corpul albinelor

Conform multiplelor surse bibliografice [85, 98, 187, 197, 217, 218,] conținutul de metale grele în corpul albinelor variază și depinde de un număr mare de factori: aria și locul de amplasare a stupinei, tipul solului și plantelor nectarifere din zonă, statutul ecologic al zonei, metodologia de creștere a familiilor de albine (inclusiv stimularea cu suplimente alimentare), vârsta albinelor lucrătoare, starea fiziologică și de sănătate a coloniilor de albine etc.

De mai bine de 20 de ani, albinele sunt folosite în calitate de indicatori ai nivelului de poluare al ecosistemelor. După unele informații [102], anume albinele sunt recunoscute, de cei mai mulți autori, ca indicatori ai poluării mediului cu MG. În timpul mișcării active, metalele grele nimeresc în corpul albinei prin aerosolii din aer și sunt absorbiți atât prin suprafața poroasă a corpului, cât și prin respirație [132]. După Скребнева Л. и др., 2012 [102], anume albinele ce activează în timpul verii, datorită contactului activ cu atmosfera și componentele mediului, reflectă cel mai obiectiv nivelul de poluare a zonei. Există un șir de lucrări ce demonstrează acumularea MG în stratul adipos și rectul albinelor [85, 192 217]. Metalele grele prezente în atmosferă se pot depozita pe perii corpului albinelor, pe polen sau se pot absorbi odată cu nectarul florilor, mana ori apa. Norme privind concentrații maxime admisibile a metalelor grele (*Pb*, *Cd*, *Cu*) în corpul albinelor nu sunt stabilite. Însă este evident faptul că un nivel excesiv de *Pb* (12-50 μg pe cap/albină), *Cd* (6-30 μg pe cap/albină) și *Cu* (50-250 μg pe cap/albină) sunt

motive importante a regresiei și chiar a dispariției speciei *Apis mellifera* (Senczuk W., et al., 2002) [205].

Rezultatele cercetărilor [164] au demonstrat prezența MG (*Pb*, *Cd* și *Cu*) în diferite concentrații în corpul albinelor melifere.

Conținutul de *Pb* în corpul albinelor. În urma analizelor efectuate în anul 2012 (Tab. 3.8), observăm că concentrația de *Pb* în corpul albinelor variază în funcție de situl cercetat. Spre exemplu, cele mai mici concentrații de *Pb* în corpul albinelor au fost depistate în situl „forestier”, cu valori de $0,198 \pm 0,020$ mg/kg, urmat de situl „agricol”, cu $0,305 \pm 0,025$ mg/kg, ceea ce este mai mare cu $0,107$ mg/kg sau cu 54,0% ($t_d=3,8$; $P<0,01$) față de situl de fond. Concentrațiile de *Pb* în corpul albinelor din situl „transport auto” și situl „industrial” sunt semnificativ mai mari decât situl „forestier”, respectiv cu $0,666$ și $0,797$ mg/kg sau de 3,4 și 4,0 ori ($P < 0,001$).

Tabelul 3.8. Conținutul de *Pb* în corpul albinelor, mg/kg

Denumirea sitului experimental	Concentrația medie, $M \pm m$	Diferența față de situl martor		t_d	P
		d	%		
anul 2012					
Situl „forestier”	$0,198 \pm 0,020$	-	-	-	-
Situl „agricol”	$0,305 \pm 0,025$	0,107	54,0	3,38	$< 0,01$
Situl „transport auto”	$0,864 \pm 0,080$	0,666	336,4	8,12	$< 0,001$
Situl „industrial”	$0,995 \pm 0,100$	0,797	402,5	7,73	$< 0,001$
anul 2013					
Situl „forestier”	$0,142 \pm 0,016$	-	-	-	-
Situl „agricol”	$0,215 \pm 0,022$	0,073	51,4	2,68	$< 0,01$
Situl „transport auto”	$0,809 \pm 0,072$	0,667	469,7	9,14	$< 0,001$
Doza nocivă pentru albine*	109	-	-	-	-

Remarcă: *Doza nocivă pentru albine după Senczuk W., et al., 2002 [205]

În anul 2013, în toate siturile de cercetare au fost depistate concentrații mai mici de *Pb* în corpul albinelor, spre deosebire de anul 2012. În toate siturile de studiu concentrația de *Pb* în corpul albinelor a variat de la minim $0,085$ mg/kg (situl „forestier”) până la maxim $1,22$ mg/kg (situl „transport auto”). Cele mai mici concentrații medii de *Pb* în corpul albinelor au fost depistate în situl „forestier” cu valori de $0,142 \pm 0,016$ mg/kg și cele mai mari concentrații, în situl „transport auto” cu valori de $0,809 \pm 0,072$ mg/kg, ultimele fiind cu $0,667$ mg/kg sau de 4,7 ori mai mari față de situl martor ($t_d=9,14$; $P<0,001$). Concentrația de *Pb* în corpul albinelor din situl „agricol” ocupă niveluri intermediare între situl „forestier” și cel „transport auto”, fiind mai mare, comparativ cu cel din situl „forestier”, cu $0,073$ mg/kg sau 51,4% ($P<0,001$).

Cercetători din diferite țări (Anexa 3) au studiat acumularea plumbului în corpul albinelor în diferite zone. Rezultate asemănătoare a înregistrat cercetătorul rus Ефименко А., 2012 [84], în regiunea Krasnodar. În studiile sale, concentrația de *Pb* în corpul albinelor varia de la $0,36 \pm 0,02$ mg/kg, în zonele nepoluante, până la $1,00 \pm 0,02$ mg/kg, în zonele poluate.

În urma analizei, am constatat că nivelurile ridicate de *Pb* în corpul albinelor din siturile „transport auto” și cel „industrial” ne pot informa într-o oarecare măsură despre calitatea mediului (sol, aer, apă) în siturile studiate, care este influențată de transportul intens, sursa principală emițătoare de *Pb*, precum și de poluarea industrială.

Conținutul de *Cd* în corpul albinelor. În perioada de cercetare (2012-2013), a fost depistată prezența cadmiului în corpul albinelor. Cea mai mică concentrație de *Cd* a fost înregistrată în corpul albinelor colectate din situl „forestier”, iar cea mai mare concentrație a acestui metal greu a fost constatată în corpul albinelor colectate din siturile „industrial” și „transport auto” (Tab. 3.9).

Tabelul 3.9. Conținutul de *Cd* în corpul albinelor, mg/kg

Denumirea sitului experimental	Concentrația medie, M ± m	Diferența față de situl martor		t _d	P
		d	%		
anul 2012					
Situl „forestier”	0,038 ± 0,005	-	-	-	
Situl „agricol”	0,070 ± 0,010	0,032	84,2	2,71	< 0,05
Situl „transport auto”	0,127 ± 0,010	0,089	234,2	8,09	< 0,001
Situl „industrial”	0,195 ± 0,026	0,157	413,2	6,04	< 0,001
anul 2013					
Situl „forestier”	0,029 ± 0,002	-	-	-	-
Situl „agricol”	0,051 ± 0,009	0,022	75,8	2,39	< 0,01
Situl „transport auto”	0,119 ± 0,008	0,090	310,3	10,92	< 0,001
Doza nocivă pentru albine	55	-	-	-	

Astfel, în anul 2012 de cercetare, concentrația de *Cd* din corpul albinelor din ultimele două zone depășea nivelul acestuia în corpul albinelor prelevate din situl „forestier”, respectiv, cu 0,157 și 0,089 mg/kg sau de 4,2 și 2,3 ori ($P < 0,001$). Concentrațiile de *Cd* în corpul albinelor colectate din situl „agricol” depășeau semnificativ nivelul acestui metal în corpul albinelor din situl „forestier” – cu 0,032 mg/kg sau 84,2% ($P < 0,05$).

O situație similară a fost constatată și în anul 2013, când concentrația de *Cd* în corpul albinelor din situl „transport auto” a fost semnificativ mai mare comparativ cu concentrația acestui metal în probele prelevate din situl „forestier” – cu 0,090 mg/kg sau de 3,2 ori ($P < 0,001$). În corpul albinelor din situl „forestier” au fost depistate concentrații de *Cd* la nivel de

0,029±0,002 mg/kg, cu o diferență de 0,022 mg/kg sau 75,8% mai mică față de cele din situl „agricol” ($t_d = 2,39$; $P < 0,01$). Asemenea cercetări au fost efectuate de mai mulți cercetători (Anexa 3). Spre exemplu, Скребнева Л., 2012 [102], în cercetările sale privind acumularea de Cd în corpul albinelor din diferite regiuni, a depistat concentrații de 0,12 mg/kg în corpul albinelor din zona de fond și 0,23 mg/kg în cele din zona poluată.

Prezența concentrațiilor mai sporite de Pb și Cd în corpul albinelor colectate din situl „transport auto” și „industrial” se datorează transportului auto și industriei prezente în aceste situri.

Conținutul de Cu în corpul albinelor. În toate siturile de cercetare, atât în anul 2012, cât și anul 2013, concentrația cuprului în corpul albinelor a variat de la minim - 2,81 mg/kg (situl „forestier”), până la maxim - 9,11 mg/kg (situl „agricol”), (Tab. 3.10.).

Tabelul 3.10. Conținutul de Cu în corpul albinelor, mg/kg

Denumirea sitului experimental	Concentrația medie, $M \pm m$	Diferența față de situl martor		t_d	P
		d	%		
anul 2012					
Situl „forestier”	$4,30 \pm 0,14$	-	-	-	-
Situl „agricol”	$7,82 \pm 0,30$	3,52	81,8	10,66	$< 0,001$
Situl „transport auto”	$5,51 \pm 0,23$	1,21	28,1	4,53	$< 0,001$
Situl „industrial”	$6,67 \pm 0,45$	2,37	55,1	5,03	$< 0,001$
anul 2013					
Situl „forestier”	$3,80 \pm 0,16$	-	-	-	-
Situl „agricol”	$6,70 \pm 0,31$	2,90	76,3	8,31	$< 0,001$
Situl „transport auto”	$4,94 \pm 0,33$	1,14	30,0	3,10	$< 0,001$
Doza nocivă pentru albine	455	-	-	-	-

În anul 2012 de studiu, comparând siturile de cercetare, am constatat că cea mai mare concentrație de Cu în corpul albinelor a fost înregistrată în situl „agricol”. Nivelul concentrației acestui metal în corpul albinelor în situl „agricol” a fost mai mare comparativ cu situl „forestier” cu 3,52 mg/kg sau 81,8% ($P=10,66$; $P<0,001$).

Aceasta se explică prin faptul folosirii de către agricultori a produselor agrochimice cuprifere la tratarea culturilor „agricole”. O diferență certă a concentrației de Cu în corpul albinelor față de situl „forestier” am constatat, de asemenea, în situl „industrial” (2,37 mg/kg) și situl „transport auto” (1,21 mg/kg) ($t_d=5,03$ și 4,53; $P<0,001$).

Rezultate similare au fost obținute și în anul 2013 de studiu. Spre exemplu, analizele rezultatelor de laborator au arătat că concentrațiile de Cu în corpul albinelor din situl „agricol” și

cel „transport auto” au fost mai ridicate decât cele din situl „forestier”, respectiv cu 2,90 și 1,14 mg/kg sau 76,3 și 30,0% ($t_d=8,31$ și 3,10; $P<0,001$). Acumularea acestui element biogen în corpul albinei a fost studiată de mai mulți cercetători (Anexa 3. Tab. A 4.1.). Spre exemplu, cercetătorul rus Hazapova H., 2005 [98], în urma analizei probelor de albine din diferite regiuni, a depistat concentrații medii de *Cu* în diapazonul de la $5,17\pm0,53$ mg/kg, până la $24,93\pm0,35$ mg/kg.

Metalul greu *Cu* este, totodată, și un microelement necesar în anumite cantități vieții macro-micro organismelor, deci acumularea de *Cu* în corpul albinelor din siturile cercetate este un fenomen natural, necesar în nutriția și activitatea vitală a albinelor.

Mai evident, conținutul de MG în corpul albinelor poate fi vizualizat în Anexa 7, fig. A 7.1.

Generalizând rezultatele cercetărilor, putem concluda că albina meliferă este receptivă la schimbările de mediu, prin variația concentrațiilor de MG în corpul ei, în dependență de site.

În toate siturile de cercetare, concentrațiile de MG în corpul albinelor sunt departe și cu mult mai mici față de doza nocivă pentru albine stabilită de Senczuk W., et al., 2002 [205].

Un factor important în ceea ce privește acumularea sau mărirea concentrației MG în corpul albinelor este nutriția albinelor tinere cu polen (până la 19 zile), după care albinele încep o perioadă mai activă, participând la culesul polenului, nectarului, propolisului ș.a. După unii cercetători [85], o cantitate importantă de MG care se conține în nectar se elimină prin procesul de transformare în miere și aceasta nu poate să nu influențeze concentrația metalelor respective în corpul albinelor.

3.1.3. Conținutul metalelor grele în produsele apicole

Conținutul de MG în polen. Polenul este un produs vegetal de complexitate înaltă, a cărei compoziție variază în mod semnificativ în conformitate cu variabilele de mediu, cum ar fi: regiunea unde este produs, flora predominantă, preferința albinelor melifere, caracteristicile geochimice ale solului și perioada anului [112]. Din punct de vedere macroscopic, acesta este compus din grăuncioare de polen botanic pe care albinele îl colectează de pe anterele de sex masculin sau flori hermafrodite, apoi este umezit cu ajutorul secreției salivare și transformat în ghemotoace, care sunt transportate în stup [117]. Când este colectat de la intrarea în stup și deshidratat la 42°C, până când ajunge la nivelul de 4% din umiditate maximă, produsul este considerat "polen de albine deshidratat".

Polenul este considerat o substanță „curată”, iar în cazul în care mediul este poluat, atunci MG pot fi prezente în compoziția lui, uneori în concentrații semnificative [133, 174,193]. Două dintre principalele surse de poluare care pot fi absorbite de polen sunt: aerul atmosferic, prin particule de praf în suspensie și desigur solul prin absorbție și translocare [209]. În ambele

cazuri poluanții pot fi de natură organică, precum și de natură minerală. În al doilea caz, există o prevalență de minerale, printre care metalele grele merită o atenție specială [181]. Aceasta se datorează faptului că unele plante melifere prezintă caracteristici de fitoacumulare a metalelor grele contribuind la bioamplificarea lor [109].

Albinele lucrătoare culeg polenul și nectarul de la diferite plante melifere, acestea din urmă dispun de capacități diferite de absorbție a metalelor grele, astfel polenul plantelor, conține diferite concentrații de metale, în dependență de specia plantei și mediul în care acestea cresc.

Conținutul de *Pb* în polen. În urma analizelor de laborator, am constatat prezența plumbului în toate probele de polen analizate, variind în dependență de zonă, de la minim - 0,072 mg/kg (situl „forestier”), până la 1,440 mg/kg (situl „industrial”), (Tab. 3.11).

Comparând siturile de studiu, în anul 2012, am constat că concentrația de *Pb* în polenul colectat din situl „industrial” ($0,840 \pm 0,085$ mg/kg) și situl „transport auto” ($0,798 \pm 0,061$ mg/kg) depășea nivelul în polenul colectat din situl „forestier” ($0,224 \pm 0,031$ mg/kg), respectiv, cu 0,616 și 0,574 mg/kg sau de 2,7 și 2,5 ori ($P < 0,001$).

O situație similară a fost constatată și în următorul an de cercetare, în care concentrația de *Pb* în polenul colectat din situl „transport auto” ($0,717 \pm 0,052$ mg/kg) a fost semnificativ mai mare, comparativ cu polenul colectat din siturile „forestier” ($0,176 \pm 0,021$ mg/kg) și „agricol” ($0,208 \pm 0,020$ mg/kg), respectiv, cu 0,541 și 0,509 mg/kg sau de 4,1 și 3,4 ori ($t_d=9,7$ și $9,1$; $P < 0,001$).

Tabelul 3.11. Conținutul de *Pb* în polen, mg/kg

Denumirea sitului experimental	Concentrația medie, $M \pm m$	Diferența față de situl martor		t_d	p
		d	%		
anul 2012					
Situl „forestier”	0,224 ± 0,031				
Situl „agricol”	0,267 ± 0,024	0,043	19,2	1,09	> 0,1
Situl „transport auto”	0,798 ± 0,061	0,574	256,2	8,42	< 0,001
Situl „industrial”	0,840 ± 0,085	0,616	275,0	6,84	< 0,001
anul 2013					
Situl „forestier”	0,176 ± 0,021				
Situl „agricol”	0,208 ± 0,020	0,032	18,2	1,11	> 0,1
Situl „transport auto”	0,717 ± 0,052	0,541	307,4	10,02	< 0,001
LMA, UE	3,0				
LMA, MD	3,0				

Remarcă: Regulamentul CE 1881/2006 [56]; HG nr. 520 din 22.06.2010 [28]

Rezultatele cercetărilor noastre demonstrează că concentrația de *Pb* în polen variază în dependență de situl cercetat, prin urmare, depinde de sursele poluante din aceste situri. Sursele

principale de poluare atât în situl „transport auto”, cât și în situl „industrial” le constituie gazele fumigene de diferită proveniență, cele emise de transportul auto, industrie, precum și cele transfrontaliere.

Este de menționat faptul că concentrația de *Pb* în polenul colectat nu depășește limitele maxime admisibile de standardele Uniunii Europene (Regulamentul CE nr. 1881/2006) [56], cele moldovenești (HG 530) [28], precum și cele rusești (СанПиН 42-123-4089–86) [81]. Prin urmare, toate siturile cercetate de noi nu au fost poluate cu *Pb*, iar concentrațiile înregistrate au fost mult sub nivelul maxim admisibil.

Cercetări asemănătoare au fost efectuate și de savanții italieni [141], care au studiat conținutul de *Pb* în polen în diferite zone și au primit concentrații de la - < 20,0 până la 159 μg/kg în siturile nepoluate (influențate de industrie și fluxul auto) și de la 115 până la 335 μg/kg în zonele poluate (Anexa 5, Tab. A 5.2.).

Conținutul de *Cd* în polen. În ambii ani de cercetare, în toate probele de polen colectate a fost depistată prezența cadmiului, variind în dependență de zonă, de la minim - 0,007 mg/kg (situl „forestier”) până la 0,125 mg/kg (situl „industrial”), (Tab. 3.12).

În anul 2012 de studiu, concentrația de *Cd* în polenul colectat din siturile „industrial” ($0,061 \pm 0,010$ mg/kg) și „transport auto” ($0,043 \pm 0,008$ mg/kg) a fost semnificativ mai mare comparativ cu cea din polenul colectat din situl „forestier” ($0,026 \pm 0,003$ mg/kg) – cu 0,035 și 0,017 mg/kg sau 134,6 și 65,4%, respectiv ($P < 0,001$ și $P < 0,05$). Concentrația de *Cd* în polenul colectat din situl „agricol” ($0,038 \pm 0,003$ mg/kg) a fost, de asemenea, semnificativ mai mare comparativ cu polenul colectat în situl „forestier” – cu 0,012 mg/kg sau 46,2% ($t_d = 2,85$; $P < 0,01$).

O situație similară s-a constatat și în anul 2013: concentrația de *Cd* în polenul colectat din situl „transport auto” ($0,036 \pm 0,006$ mg/kg) și situl „agricol” ($0,027 \pm 0,002$ mg/kg) a fost semnificativ mai mare comparativ cu situl „forestier” ($0,018 \pm 0,003$ mg/kg), respectiv cu 0,018 și 0,009 mg/kg sau 100,0% și 50,0% ($t_d = 2,68$ și 2,50; $P < 0,01$).

Atât în anul 2012, cât și anul 2013 nu au fost depistate concentrații ce depășesc limita maximă admisibilă, stabilită de normele europene. Aceasta demonstrează că siturile cercetate de noi nu sunt poluate cu metalul greu *Cd*.

Asemenea cercetări au fost efectuate, în anul 2000, în mai multe regiuni ale Italiei, de către cercetătorii Conti M., Botre F., 2000 [141], care au stabilit concentrații de *Cd* în polen de la - < 15, până la - 81,3 μg/kg în zonele nepoluate (zone izolate) și de la - < 15, până la 90,1 μg/kg în siturile poluate (zone industriale).

Tabelul 3.12. Conținutul reziduurilor de *Cd* în polen, mg/kg

Denumirea sitului experimental	Concentrația medie, M ± m	Diferența față de situl martor		t _d	P
		d	%		
anul 2012					
Situl „forestier”	0,026 ± 0,003				
Situl „agricol”	0,038 ± 0,003	0,012	46,2	2,85	< 0,01
Situl „transport auto”	0,043 ± 0,008	0,017	65,4	2,12	< 0,05
Situl „industrial”	0,061 ± 0,010	0,035	134,6	3,50	< 0,001
anul 2013					
Situl „forestier”	0,018 ± 0,003				
Situl „agricol”	0,027 ± 0,002	0,009	50,0	2,50	< 0,01
Situl „transport auto”	0,036 ± 0,006	0,018	100, 0	2,68	< 0,01
LMA, UE	1,0				
LMA, MD	1,0				

Remarcă: Regulamentul CE 1881/2006 [56]; HG nr. 520 din 22.06.2010 [28]

În concluzie, în urma analizei rezultatelor am constatat faptul că concentrația mai mare de *Cd* din polenul din siturile „industrial”, „transport auto” și „agricol” se explică prin prezența în siturile respective a surselor de poluare cu *Cd* cum sunt: vulcanizarea anvelopelor, gazele fumigene industriale, poluarea transfrontalieră etc., iar în situl „agricol”, emisia de *Cd* poate fi din pesticidele și îngrășămintele folosite în agricultură, arderea deșeurilor necontrolate etc.

Conținutul de *Cu* în polen. Prezența cuprului a fost constatată în toate probele de polen analizate, variind în dependență de sit, de la minim - 5,63 mg/kg (situl „industrial”), până la maxim - 14,96 mg/kg (situl „agricol”), (Tab. 3.13).

În anul 2013, concentrația de *Cu* în polenul colectat din situl „agricol” ($12,07 \pm 0,44$ mg/kg) a fost semnificativ mai mare comparativ cu concentrația în polenul colectat din situl „forestier” ($7,18 \pm 0,20$ mg/kg), cu 4,89 mg/kg sau 68,1% ($t_d=10,2$; $P<0,001$).

De asemenea, s-a înregistrat o diferență semnificativă între concentrația de *Cu* în polenul colectat din situl „transport auto” ($11,29 \pm 0,41$ mg/kg) și cel din situl „forestier” ($11,29 \pm 0,41$ mg/kg), în prima zonă fiind mai ridicată cu 4,11 sau 57,2% ($t_d=9,11$; $P<0,001$).

Concentrațiile de *Cu* determinate în polenul analizat nu depășesc limita maximă admisibilă stabilită de normele în vigoare. Acest fapt ne permite să afirmăm că, așa cum o dovedește acest indicator (polenul), siturile cercetate nu au fost poluate cu metalul greu respectiv.

Rezultate asemănătoare au obținut și cercetătorii din Finlanda Fakhimzadex K. and Lodenius M., 2000 [158], care au depistat concentrații de *Cu* în polen în limitele de 6,8-12 mg/kg, în zonele nepoluate și 7,8-19 mg/kg în zonele poluate (industrie, agricultură), (Anexa 5,

Tab. A 5.2). Concentrații cu mult mai mari, și anume $24,18 \pm 0,44$ mg/kg au fost înregistrate de către cercetătorii Yahya A., et al., 2013 [213] în zonele agricole.

Tabelul 3.13. Conținutul de *Cu* în polen, mg/kg

Denumirea sitului experimental	Concentrația medie, M ± m	Diferența față de situl „forestier”		t _d	P
		d	%		
anul 2012					
Situl „forestier”	7,97 ± 0,42				
Situl „agricol”	13,17 ± 0,80	5,20	65,2	5,75	< 0,001
Situl „transport auto”	10,75 ± 0,42	2,78	34,9	4,68	< 0,001
Situl „industrial”	11,93 ± 0,58	3,96	49,7	5,53	< 0,001
anul 2013					
Situl „forestier”	7,18 ± 0,20				
Situl „agricol”	12,07 ± 0,44	4,89	68,1	10,2	< 0,001
Situl „transport auto”	11,29 ± 0,41	4,11	57,2	9,01	< 0,001
LMA, Сан ПИИ*	15				

Remarcă: *Сан ПИН 42-123-4089–86 [81];

*Normele UE și MD nu reglementează conținutul de *Cu* în polen.

Datele obținute demonstrează că cea mai mare concentrație de *Cu*, în anii de cercetare, a fost înregistrată în situl „agricol”, ceea ce se explică prin aplicarea sistematică de către cultivatorii de vii, livezi și legume a tratamentelor cu preparate chimice de *Cu*, prin intermediul cărora acest metal a fost diseminat în componentele mediului ambiant, astfel ajungând și în polenul colectat de albine.

Mai evdent, conținutul în polen a metalelor studiate poate fi vizualizat în diagrama din Anexa 7, fig. A 7.2.

Generalizând rezultatele cercetării conținutului de MG în polen, putem afirma că în ambii ani de studiu cea mai mică concentrație de MG a fost înregistrată în polenul colectat din situl „forestier”, și cea mai mare concentrație a acestor metale (cu excepția *Cu*) a fost constatată în polenul colectat din siturile „industrial” și „transport auto”. Rezultatele cercetării au demonstrat că conținutul de MG în polen variază în funcție de an și este în strânsă legătură cu specificul sitului în care a fost amplasată stupina.

Din datele obținute, putem concluziona că siturile evaluate mai sus nu sunt poluate cu metalele grele cercetate (*Pb*, *Cd*, *Cu*), după acest bioindicator, deoarece concentrația acestora în polenul proaspăt colectat din aceste situri nu depășește limita maxim admisibilă, conform normelor stabilite de UE.

Conținutul de MG în miere. Mierea este substanța dulce naturală produsă de albinele melifere din nectarul plantelor, sau din secrețiile de părți de plante, sau excrețiile insectelor, seva plantelor, pe care albinele le colectează și le transformă prin combinarea cu substanțe proprii speciale, apoi le depozitează, deshidratează, înmagazinează și se lasă în fagure să se maturizeze [142].

Pentru producerea a 0,5 kg de miere, albina meliferă trebuie să viziteze 3-4 milioane de flori și să colecteze și să transporte 75 000 încărcături de nectar la colonia lor. Prin invertirea nectarului, în miere sunt încorporate glucide, proteine, materii albuminoide, acizi, substanțe minerale, inclusiv metale, substanțe biologic active de origine organică, vitamine, antibiotice naturale, hormoni și polen. Însă, odată cu acestea pot pătrunde și o serie de substanțe contaminante, cum ar fi metalele grele, pesticidele etc.

În general, potrivit informațiilor unor cercetări [125,141], prezența metalelor în mierea de albine depinde de originile botanice ale mierii, de tipul solului și de activitățile antropice care au loc în situl respectiv al mediului dat.

Conținutul de Pb în miere. Folosind *Apis mellifera* și unele produse ale ei ca bioindicatori, în anul 2011, a fost determinat în prealabil conținutul de Pb în probele de miere prelevate din diferite raioane ale Republicii Moldova, pentru a elucida situația generală a impactului antropic în ansamblu pe țară (Tab. 3.14.).

Tabel 3.14. Conținutul de Pb în miere, mg/kg

Denumirea zonei	Concentrația medie, $M \pm m$	Min.-max.
anul 2011		
Zona de Nord		
s. Tătărauca Nouă, r-nul Soroca	0,056±0,006	0,047-0,068
suburbia or. Bălți	0,134±0,010	0,115-0,153
suburbia or. Rezina	0,122 ± 0,018	0,088- 0,153
s. Saharna, r-nul Rezina	0,052± 0,010	0,039-0,072
Zona de Centru		
s. Brăviceni, r-nul Orhei	0,030 ± 0,006	0,018-0,041
s. Răciula, r-nul Călărași	0,026± 0,007	0,016-0,020
s. Logănești, r-nul Hâncești	0,038 ± 0,005	0,029 – 0,050
Zona de Sud		
s. Tochile-Răducani, r-nul Leova	0,028 ± 0,005	0,022 – 0,039
s. Cania, r-nul Cantemir	0,055 ± 0,009	0,04 – 0,071
suburbia or. Cahul	0,081± 0,010	0,061- 0,095
LMA (UE, FAO/OMS)	0,20	

Rezultatele cercetărilor (2011) au demonstrat că conținutul de *Pb* în probele de miere analizate în diferite zone ale Republicii variază de la 0,028 până la 0,134mg/kg. Concentrații semnificativ mai mari au fost înregistrate în mierea prelevată din suburbiile orașelor Bălți, Rezina și Cahul, ele constituind, respectiv, 0,134±0,010; 0,122±0,018; 0,081±0,010 mg/kg. Aceasta se explică prin faptul că suburbiile orașelor au un impact antropic mai ridicat. În aceste zone sunt prezente mai multe surse emițătoare de metale grele, precum sunt: uzina de ciment și metalurgică situată în raza zborului productiv (Rezina), gazele fumigene de la industrie și transportul auto ce vin dinspre oraș și desigur poluarea transfrontalieră. Totodată, ținem să menționăm că niciuna din concentrațiile înregistrate în mierea prelevată din localitățile sus menționate nu depășește LMA stabilite de normele Uniunii Europene și Internaționale (0,20 mg/kg).

Prin urmare, luând mierea în calitate de bioindicator al nivelului de poluare a mediului ambiant, putem concluda că zonele cercetate nu sunt poluate cu acest metal greu.

În urma analizelor efectuate în perioada 2012-2013 [23], în cele 4 situri de cercetare (forestier, „agricol”, „transport auto”, „industrial”), am constatat faptul că conținutul de *Pb* în probele de miere analizate variază în funcție de an și este în legătură foarte strânsă cu specificul sitului în care a fost amplasată stupina (Tab. 3.15.). Prezența *Pb* a fost constatată în toate probele de miere analizate, în ambii ani de cercetare, variind de la minim - 0,008 mg/kg (situl „forestier”), până la maxim - 0,311 mg/kg (situl „industrial”).

Tabelul 3.15. Conținutul de *Pb* în miere, mg/kg

Denumirea sitului experimental	Concentrația medie, M ± m	Diferența față de situl „forestier”		t _d	P
		d	%		
anul 2012					
Situl „forestier”	0, 017 ± 0,002	-	-	-	-
Situl „agricol”	0,023 ± 0,002	0,006	35,9	2,68	< 0,05
Situl „transport auto”	0,138 ± 0,010	0,121	711,7	7,50	< 0,001
Situl „industrial”	0,162 ± 0,021	0,145	852,9	6,90	< 0,001
anul 2013					
Situl „forestier”	0,015 ± 0,001	-	-	-	-
Situl „agricol”	0,019 ± 0,002	0,004	26,6	1,78	< 0,1
Situl „transport auto”	0,133 ± 0,013	0,118	786,6	9,07	< 0,001
LMA, UE*	max. 0,20	-	-	-	-
LMA, FAO/OMS**	max. 0,20	-	-	-	-

Remarcă: *EU Standard (European Honey Directive of the European Honey Commission) [143];

** International Standard (Codex Alimentarius Standard of F.A.O. / O.M.S Commission)[142]

În anul 2012 de cercetare, concentrațiile medii de *Pb* din probele de miere din situl „industrial” ($0,162 \pm 0,021$ mg/kg) și situl „transport auto” ($0,138 \pm 0,010$ mg/kg) au fost semnificativ mai mari în comparație cu situl „forestier” ($0,017 \pm 0,002$ mg/kg), respectiv – cu 0,145 și 0,121 mg/kg sau de 8,5% și 7,1 ori ($t_d = 6,90$ 7,50; $P < 0,001$). O diferență cu mult mai mică comparativ cu siturile „industrial” și „transport auto” a fost constată la conținutul de *Pb* în mierea extrasă din situl „agricol”, fiind mai mare față de situl „forestier” cu 0,006 mg/kg sau 35,9% ($t_d = 2,68$; $P < 0,05$).

O situație similară a fost constatată și în următorul an de studiu, în care concentrația de *Pb* în mierea din situl „transport auto” ($0,133 \pm 0,013$ mg/kg) a fost semnificativ mai mare comparativ cu cea din situl „forestier” ($0,015 \pm 0,001$ mg/kg) – cu 0,118 mg/kg sau de 8,8 ori ($t_d = 9,07$; $P < 0,001$). Concentrația de *Pb* în mierea din situl „agricol” a avut doar o tendință de a fi mai mare comparativ cu situl de fond – cu 0,004 mg/kg sau 26,6 % ($t_d = 1,78$; $P < 0,1$).

Prin urmare, din rezultatele cercetărilor putem concluziona că probele de miere extrase din siturile afectate, precum sunt situl „industrial” și cel „transport auto”, care sunt permanent expuse diversității activităților antropice, au un nivel al concentrației de *Pb* mai mare decât în siturile izolate, cum este situl „forestier”.

Trebuie de menționat faptul că în niciuna din siturile cercetate de noi, concentrațiile medii de *Pb* în miere nu prezintă valori mai mari decât LMA stabilite de standardele UE și F.A.O. (0,20 mg/kg), fiind departe și de limitele stabilite de standardele rusești *Сан ПиУН де* (1,0 mg/kg).

Studii asemănătoare au fost efectuate de cercetătorii din mai multe țări (Anexa 5 Tab. A 4.3). Spre exemplu, cercetătorii români [216], în urma analizei *Pb* în probele de miere din diferite regiuni ale României, au înregistrat concentrații medii de 0.1209 ± 0.0445 mg/kg în zone nepoluate și concentrații de 0.1907 ± 0.0437 mg/kg în zone poluate. Ținem să menționăm faptul că prin "zone poluate" autorul subînțelege amplasarea stupinei în apropierea traficului auto intens și întreprinderilor industriale. Rezultatele cercetărilor noastre sunt în concordanță cu rezultatele multor alți cercetători [125, 131], care au depistat concentrații mai ridicate de metale grele în mierea colectată din siturile „industrial” poluate și concentrații mai scăzute în mierea prelevată din siturile nepoluate.

Conținutul de Cd în miere. Concentrația de *Cd* în probele de miere prelevate din cele 10 localități ale republicii (2011) nu au înregistrat concentrații detectabile (0,005 mg/kg). De asemenea, cercetările din anii 2012-2013 privind reziduurile de *Cd* în probele de miere din siturile „forestier”, „agricol”, „transport auto” și „industrial” nu au înregistrat concentrații detectabile. Se știe că normele stabilite de standardele UE și cele internaționale F.A.O. privind conținutul de *Cd* în miere sunt de 0,02/(0,20) mg/kg.

Cercetări similare au fost efectuate și de cercetătorii români [216], care au constatat concentrații medii de *Cd* în miere de 0.0103 ± 0.0027 mg/kg – în siturile nepoluate și concentrații de $0,0167 \pm 0,0012$ mg/kg – în zonele poluate din apropierea traseului auto și instalațiilor industriale (Anexa 5 Tab. A 5.2). Indicii înregistrați de acești autori privind concentrația de *Cd* în miere au fost cu mult mai ridicați în comparație cu rezultatele obținute în siturile cercetate de noi, însă, de asemenea, nu depășeau limita maxim admisibilă stabilită de normele UE.

Conținutul de Cu în miere. Rezultatele cercetărilor, obținute în ambii ani de studiu, au demonstrat prezența *Cu* în toate probele de miere analizate, variind de la minim 0,017 mg/kg (situl „forestier”) până la maxim 0,818 mg/kg (situl „industrial”), (Tab 3.16.).

Astfel, în anul 2012, concentrația medie de *Cu* în probele de miere din siturile „industrial” ($0,481 \pm 0,055$ mg/kg) și „transport auto” ($0,292 \pm 0,041$ mg/kg) depășea nivelul în mierea extrasă din situl „forestier” ($0,031 \pm 0,003$ mg/kg), respectiv, cu 0,450 și 0,261 mg/kg sau de 12,3 și 9,4 ori ($t_d = 8,33$ și $6,37$; $P < 0,001$). Diferențe mai mici au fost înregistrate între mierea din situl „agricol” ($0,164 \pm 0,030$ mg/kg) și cea din situl martor („forestier”), care constituiau 0,133 mg/kg sau de 320,5% ($t_d = 4,43$; $P < 0,001$).

Tabelul 3.16. Conținutul de *Cu* în miere, mg/kg

Denumirea sitului experimental	Concentrația medie, M ± m	Diferența față de situl martor		t _d	P
		d	%		
anul 2012					
Situl „forestier”	0,031 ± 0,003	-	-	-	-
Situl „agricol”	0,164 ± 0,030	0,133	320,5	4,43	< 0,001
Situl „transport auto”	0,292 ± 0,041	0,261	841,9	6,37	< 0,001
Situl „industrial”	0,481 ± 0,055	0,450	1450,6	8,33	< 0,001
anul 2013					
Situl „forestier”	0,039 ± 0,004	-		-	-
Situl „agricol”	0,242 ± 0,043	0,203	520,5	4,71	< 0,001
Situl „transport auto”	0,359 ± 0,047	0,320	820,5	6,78	< 0,001
LMA, EU	max. 0,50	-	-	-	-
LMA, FAO/OMS	max. 0,50	-	-	-	-

O situație similară a fost constatată și în anul 2013 de cercetare, când concentrația de *Cu* în probele de miere din siturile „transport auto” ($0,359 \pm 0,047$ mg/kg) și cel „agricol” ($0,164 \pm 0,030$ mg/kg) a fost semnificativ mai mare comparativ cu cea din situl „forestier” ($0,039 \pm 0,004$ mg/kg), respectiv, cu 0,320 și 0,203 mg/kg sau de 9,2 și 6,2 ori ($t_d = 6,78$ și $4,71$; $P < 0,001$).

Concentrațiile mai ridicate de *Cu* din siturile „industrial” și „transport auto” pot fi explicate prin degajările de la sursele industriale și de la unele terenuri agricole din raza zborului productiv al albinelor.

În ambii ani de studiu, niciuna din concentrațiile medii de *Cu* în miere nu a depășit limitele impuse de Comisia Europeană (European Honey Directive of the European Honey Commission) [143] și cea Internațională (Codex Alimentarius Standard of F.A.O./O.M.S Commission) [142], acești indici fiind de maxim 0,50 mg/kg.

Diagrama privind conținutul metalelor grele în mierea prelevată din zonele de studiu poate fi vizualizată în Anexa 7, Fig. 7. 3.

Cercetări similare au fost efectuate și de cercetătorul rus Ефименко А., în anul 2012, care a înregistrat concentrații de *Cu* în miere de la 0,058 până la 0,096 mg/kg [84]. Alți cercetători [104] au înregistrat concentrații mult mai mari – de la 1,10 până la 1,90 mg/kg în probele de miere, depășind standardele UE și F.A.O. de 2-4 ori, rezultate ce ne determină să concludem că autorii au cercetat mierea obținută din zonele puternic poluate.

Mai mulți cercetători nu consideră, însă, mierea drept un bun marker în poluarea locală cu metale grele [104, 172, 186]. Aceasta se explică, în primul rând, prin aceea că albina meliferă posedă capacități excepționale de filtrare și acumulare a contaminanților în corpul ei și, în al doilea rând, metalele grele se acumulează mai mult în țesuturile vegetale și mai puțin în nectar. Pe lângă aceasta, mierea, pe parcursul depozitării și maturizării în alveolele fagurelui, este supusă unor procese biologice de fermentare, transformare, conservare, iar concentrația metalelor grele este mult modificată (denaturată) comparativ cu produsele-predecesoare culese din natură.

Schema nivelului de acumulare a metalelor studiate în probele de miere este reprezentată în succesiunea: $Cu > Pb > Cd$.

În concluzie, putem constata faptul că în ambii ani de cercetare, cea mai mică concentrație de metale grele a fost înregistrată în mierea extrasă din situl „forestier”, iar cea mai mare concentrație a acestor metale a fost constatată în mierea extrasă din siturile „industrial” și „transport auto”. Niciuna din concentrațiile medii de MG în probele de miere analizate nu a depășit limitele impuse de standardele UE și F.A.O., prin urmare, utilizând mierea în calitate de bioindicator al mediului, după conținutul de metale grele, putem concluziona, că niciunul din siturile cercetate de noi nu este poluat.

Conținutul de MG în propolis. Propolisul este un produs balsamic rășinos, cu o compoziție chimică extrem de complexă, care este colectat de albinele melifere de pe mugurii, frunzele și scoarța coniferelor, plopilor, prunilor și altor plante care secretă substanță rășinoasă. Propolisul este modificat în stup prin adăugarea secrețiilor salivare și a cerii. Acesta este utilizat

de către albine pentru ermetizarea stupului și lustruirea celulelor fagurelui. Compoziția lui chimică este influențată de factorii botanici, de cei antropici și sezonul colectării acestuia. În general, propolisul constă din 50% rășini și balsamuri vegetale, 30% ceară, 10% uleiuri esențiale și aromatice, 5% polen și 5% alte substanțe inclusiv resturi organice [52]. Datorită compoziției și proprietăților sale, propolisul este utilizat, cu predilecție, în industria farmaceutică.

Metalele grele pătrund în propolis din sol, prin secreția plantelor și a substanțelor rășinoase, acesta fiind un proces de durată. Concomitent, plantele pot acumula sau prelua substanțele poluante din aer. De asemenea, albinele pot prelua cantități de *Pb* și *Cd* din gudronul de asfalt și alte surse netradiționale [89].

Rezultatele cercetărilor [23] au demonstrat prezența *Pb*, *Cd* și *Cu* în toate probele de propolis cercetate.

Conținutul de *Pb* în propolis. În ambii ani de cercetare (2012, 2013), a fost constatată prezența *Pb* în propolis în toate probele analizate, variind de la minim - 0,97 (situl „forestier”), până la 16,73 mg/kg (situl „transport auto”), (Tab. 3.17.).

În anul 2012 de cercetare, concentrația medie de *Pb* în propolisul din situl „industrial” ($9,23 \pm 1,08$ mg/kg) și din cel „transport auto” ($8,11 \pm 1,03$ mg/kg) a fost semnificativ mai mare în comparație cu situl „forestier” ($2,28 \pm 0,44$ mg/kg), respectiv cu 6,95 și 5,83 mg/kg sau cu 304,8 și 255,7% ($t_d=5,99$ și $5,29$; $P<0,001$). În situl „agricol” ($6,41 \pm 0,75$ mg/kg) a fost înregistrată, de asemenea, față de situl martor, o diferență semnificativă – 4,13 mg/kg sau 181,1% ($t_d=4,75$; $P<0,001$).

Tabelul 3.17. Conținutul de *Pb* în propolis, mg/kg

Denumirea sitului experimental	Concentrația medie, M ± m	Diferența față de situl martor		t _d	P
		d	%		
anul 2012					
Situl „forestier”	2,28 ± 0,44	-		-	-
Situl „agricol”	6,41 ± 0,75	4,13	181,1	4,75	< 0,001
Situl „transport auto”	8,11 ± 1,03	5,83	255,7	5,21	< 0,001
Situl „industrial”	9,23 ± 1,08	6,95	304,8	5.99	< 0,001
anul 2013					
Situl „forestier”	2,85 ± 0,56	-	-	-	-
Situl „agricol”	5,81 ± 0,55	2,96	103,85	3,77	< 0,001
Situl transport auto	8,67 ± 0,95	5,82	204,2	5,29	< 0,001
LMA, Japan Conf.	20				

O situație similară a fost constatată și în anul 2013, în care concentrația de *Pb* în propolisul colectat din situl „transport auto” ($2,85 \pm 0,56$ mg/kg) și situl „agricol” ($5,81 \pm 0,55$ mg/kg) au fost mai ridicate în comparație cu cel din situl „forestier” ($2,85 \pm 0,56$ mg/kg), respectiv cu 5,82 și 2,96 mg/kg sau de 2,0 sau 1,0 ori ($t_d = 5,29$ și $3,77$; $P < 0,001$).

Normele UE nu reglementează LMA în propolis. Pe când în cadrul conferinței *Japan Propolis Conference* a fost stabilită limita maximă pentru acest metal în propolis de 20 mg/kg [214].

Comparând rezultatele obținute de noi privind concentrația de *Pb* în propolis cu limita stabilită de *Japan Propolis Conference*, observăm că în ambii ani de cercetare (2012-2013), nu au fost înregistrate concentrații poluante în probele de propolis colectate din siturile „industrial”, „transport auto”, „agricol” și cel „forestier”, aceste concentrații fiind în medie de 2,2; 2,5; 3,1; 8,8 și, respectiv, 2,3; 3,4 și 7,0 ori mai mici decât limita stabilită.

Asemenea cercetări au fost efectuate în mai multe țări, unde concentrația de *Pb* în propolis variază în proporții destul de mari, de la o regiune la alta. Spre exemplu, propolisul din Marea Britanie conține valori mai mari ale *Pb* – până la 461 mg/kg în apropierea zonelor industriale, în Uruguay și China, în 32% din probele de propolis analizate a fost înregistrat nivelul de *Pb* în concentrații mai mari de 10 mg/kg, în unele regiuni din Rusia [89] conținutul mediu al *Pb* în propolis este de 10,90 mg/kg, iar în Brazilia [110] au fost înregistrate concentrații de la 19 până la 48 mg/kg.

În cercetările de față, prezența concentrațiilor sporite de *Pb* în propolisul colectat de abine în siturile „industrial” și „transport auto” este cauzată de mai mulți factori și, în primul rând, de transportul auto, a cărui pondere la poluarea mediului poate constitui până la două treimi, fiind și principalul poluator. O altă sursă este poluarea urbană (deșeurile, gazele fumigene emise de centralele electrice, termice). În afară de factorii locali, destul de semnificativă poate fi și poluarea transfrontalieră cu *Pb*, influențată de țările vecine Ucraina și România.

Conținutul sporit de *Pb* în propolisul colectat din situl „agricol” se datorează, în mare parte, preparatelor agrochimice prezente cândva la depozitele de chimicale și reziduurile încă existente în componentele mediului, gazelor de eșapament de la transportul auto de pe autostrada principală, situată la o distanță de 1,5 km în raza zborului productiv al albinelor. După unii cercetători [127], *Pb* reprezintă principalul risc de contaminare a propolisului în comparație cu alte metale grele. Concentrațiile sporite de *Pb*, comparativ cu alte MG, în probele cercetate, demonstrează că propolisul este un bun acumulator de metale. Mai mulți cercetători au confirmat că concentrația metalelor grele în propolis este, de regulă, mult mai mare decât în sol și plante. Aceasta se explică prin faptul că albina meliferă preia cantități de *Pb* din gudronul asfaltului. Din aceste considerente, propolisul nu poate servi în calitate de bioindicator al mediului ambiant.

Concentrațiile sporite de *Pb* în propolisul din siturile „industrial” și „transport auto” indică doar faptul că acest produs apicol recoltat din siturile respective nu poate fi utilizat în scopuri utile pentru om.

Conținutul de *Cd* în propolis. Prezența *Cd* a fost depistată în toate probele de propolis cercetate, însă concentrația acestui metal greu a fost sub limita maximă admisibilă de 1,0 mg/kg, stabilită de normele UE (Tab. 3.18.).

Tabelul 3.18. Conținutul de *Cd* în propolis, mg/kg

Denumirea sitului experimental	Concentrația medie, $M \pm m$	Diferența față de situl martor		t_d	P
		d	%		
anul 2012					
Situl „forestier”	0,041 ± 0,007	-	-	-	-
Situl „agricol”	0,054 ± 0,003	0,013	31,7	1,71	< 0,1
Situl „transport auto”	0,275 ± 0,026	0,234	570,7	8,73	< 0,001
Situl „industrial”	0,402± 0,055	0,361	880,5	6,51	< 0,001
anul 2013					
Situl „forestier”	0,038 ± 0,002	-	-	-	-
Situl „agricol”	0,046 ± 0,003	0,008	21,0	2,42	< 0,05
Situl „transport auto”	0,150 ± 0,016	0,112	294,7	6,95	< 0,001
LMA, EU	1,0	-	-	-	-

În anul 2012 de studiu, probele de propolis analizate au înregistrat concentrații de la minim 0,011 până la maxim 0,735 mg/kg. Cele mai mari concentrații medii de *Cd* în propolis, au fost înregistrate în siturile „industrial” ($0,402 \pm 0,055$ mg/kg) și „transport auto” ($0,275 \pm 0,026$ mg/kg), care depășeau concentrația acestuia din situl „forestier” cu 0,361 și 0,234 mg/kg sau de 9,8 și 6,5 ori ($t_d=6,51$ și $8,73$; $P<0,001$). În situl „agricol” nivelul concentrației de *Cd* în propolis ($0,054 \pm 0,003$ mg/kg) avea o tendință de a fi mai mare, comparativ cu situl „forestier”.

Rezultate similare, au fost constatate și în anul 2013 de cercetare. Astfel, concentrația de *Cd* din propolisul din situl „transport auto” ($0,150 \pm 0,016$ mg/kg) și cel „agricol” ($0,046 \pm 0,003$ mg/kg), depășea nivelul în propolisul colectat din situl „forestier” ($0,038 \pm 0,002$ mg/kg), respectiv cu 0,112 și 0,008 mg/kg sau de 3,3 și 1,2 ori ($P < 0,001$ și 0,05).

Asemenea investigații, au fost efectuate și de alți cercetători, care au depistat diferite concentrații de *Cd* în propolis. Spre exemplu, Bonvehí J. ș. a., 1994 [128], au constatat concentrații de *Cd* < 3mg/kg, în regiunea Opole (Franța), Roman A. ș. a., 2011 [196], au înregistrat nivelul de acumulare al *Cd* în propolis la concentrația de 0,218 mg/kg, cercetătorii ruși, Кодесь Л. și Бычков М., 2010 [89] au constatat o concentrație medie de *Cd* în propolis de 0,08 mg/kg (Anexa 5, Tab. A 5.4.).

Principalele surse care au influențat concentrația de *Cd* în probele de propolis în siturile „industrial” și „transport auto” au fost: transportul auto, vulcanizările anvelopelor, fabricile de încălțăminte, deșeurile menajere, fabrica de asfalt, praful ce se ridică de pe drumurile orașului și suburbiilor etc.

Ca rezultat al cercetărilor putem concluziona, că după concentrațiile de *Cd* în propolis, siturile cercetate de noi nu sunt poluate, iar propolisul este un slab acumulator de *Cd*, deoarece concentrațiile medii ale acestui metal nu sunt nici pe aproape de CMA, conform normelor UE.

Conținutul de *Cu* în propolis. Prezența *Cu*, a fost depistată în toate probele de propolis analizate, variind de la minim 1,48 mg/kg în situl „forestier”, până la maxim 9,02 mg/kg în situl „transport auto”, însă niciuna din concentrațiile medii din siturile cercetate nu depășesc limitele maxime admisibile (Tab. 3.19.).

Analizând rezultatele, observăm, că concentrațiile de *Cu* în propolis variază în funcție de an și depinde de specificul sitului în care a fost amplasată stupina. În anul 2012 de cercetare, cele mai mari concentrații medii de *Cu* au fost depistate în situl „transport auto” - $6,74 \pm 0,33$ mg/kg cu o depășire de 3,53 mg/kg față de situl „forestier” ($t_d = 8,40$; $P < 0,001$). Valori ceva mai mici de concentrație a *Cu* au fost înregistrate în propolisul colectat din situl „industrial” ($5,12 \pm 0,36$ mg/kg), fiind mai mari comparativ cu cele ale propolisului din situl „forestier” cu 1,88 mg/kg sau 58,0 % ($t_d = 4,23$; $P < 0,001$). Propolisul colectat din situl „agricol” a avut o concentrație de *Cu* ($4,37 \pm 0,31$ mg/kg) mai mare față de cel din situl „forestier” cu 1,13 mg/kg sau 34,8 % ($t_d = 2,79$; $P < 0,01$). Principală sursă de *Cu* în acest site fiind preparatele ce conțin *Cu* utilizate de agricultori la tratamentul culturilor de viță de vie, livezi și legume.

Tabelul 3.19. Conținutul de *Cu* în propolis, mg/kg

Denumirea sitului experimental	Concentrația medie, M ± m	Diferența față de situl martor		t _d	P
		d	%		
anul 2012					
Situl „forestier”	3,24 ± 0,26	-	-	-	-
Situl „agricol”	4,37 ± 0,31	1,13	34,8	2,79	< 0,01
Situl „transport auto”	6,74 ± 0,33	3,53	108,0	8,40	< 0,001
Situl „industrial”	5,12 ± 0,36	1,88	58,0	4,23	< 0,001
anul 2013					
Situl „forestier”	4,46 ± 0,56	-	-	-	-
Situl „agricol”	5,38 ± 0,34	0,92	20,62	1,40	< 0,1
Situl „transport auto”	6,08 ± 0,36	1,62	52,3	2,43	< 0,05
LMA, Сан ПИИ *	15	-	-	-	-

Remarcă. *Normele UE și MD nu reglementează conținutul de *Cu* în propolis

O situație similară a fost constatată și în anul 2013, când concentrația de *Cu* în probele de propolis din situl „transport auto” și cel „agricol” a fost mai mare în comparație cu situl „forestier”, respectiv, cu 1,62 și 0,92 mg/kg sau 52,3 și 20,62% ($t_d=2,43$ și $1,40$; $P<0,05$ și $0,1$).

Cercetări similare au fost efectuate de Roman A. et al., 2011 [196] în regiunea Opole, unde au constatat concentrații de *Cu* în propolis de 7,12 mg/kg; în Spania de Sud cercetătorii Bonvehí J. și Bermejo F., 2013 [123] au depistat concentrații medii de $3,45\pm0,68$ mg/kg.

Prin urmare, nivelul conținutului de *Cu* în propolisul cercetat de noi este în concordanță cu cel al concentrațiilor depistate de mulți alți cercetători în domeniu. Generalizând concentrațiile de *Cu* în propolis, putem concluziona că niciuna din siturile evaluate de noi nu este poluată cu *Cu*, deoarece concentrațiile acestuia nu depășesc normele standardelor oficiale.

Schema nivelului de acumulare a metalelor grele studiate în probele de propolis este reprezentată în felul următor: $Pb > Cu > Cd$. Mai concludent, conținutul de MG în propolis este redat în Anexa 7, Fig. A 7.4.

În concluzie, putem afirma că concentrația MG în propolis variază de la un sit la altul, în funcție de impactul antropic, fapt constatat de mai mulți cercetători. În ambii ani de studiu (2012-2013), cele mai mari concentrații de MG în propolis au fost depistate în probele din situl „industrial”, acestea fiind influențate de poluarea urbană și preluarea de către albine a unor cantități de *Pb* și *Cd* din gudronul de asfalt și, posibil, din cel provenit de la fabrica de asfalt din apropiere. În niciunul din siturile cercetate nu au fost înregistrate concentrații poluante de metale grele (*Pb*, *Cd*, *Cu*) în probele de propolis colectate. Generalizând rezultatele cercetărilor putem concluda că, după conținutul de MG în miere și propolis, siturile cercetate nu sunt poluate, deoarece conținutul acestora nu depășește LMA ale normelor în vigoare.

3.2. Corelația între conținutul de metale grele în produsele apicole și corpul albinei

Rezultatele cercetărilor [165] demonstrează că concentrația de metale grele în produsele apicole este în diferită legătură corelativă cu concentrația acestora în corpul albinei. Conținutul de metale corelează, de asemenea, între diferite produse apicole (Tab. 3.20– 3.22).

Astfel, între conținutul de *Pb* în polen și concentrația acestuia în albine a fost stabilită o corelație pozitivă. Atât în anul 2012 de studiu, cât și în 2013, cele mai esențiale corelații ale acestui metal în polen și albine, destul de mari, de altfel, au fost stabilite în situl „agricol” $r_{xy}=0,77$ mg/kg ($t_r=3,85$; $P<0,001$) și situl „transport auto” $r_{xy}=0,72$ mg/kg ($t_r=3,27$; $P<0,001$). În situl „industrial” a fost înregistrată o *corelație înaltă* a concentrației de *Pb* în polen - albine $r_{xy}=0,66\pm0,24$ mg/kg; ($t_r=2,75$; $P<0,01$), iar în siturile „forestier” și cel „agricol” au fost înregistrate corelații *medii* $r_{xy} = 0,59$ mg/kg ($t_r=2,27$; $P<0,05$).

Tabelul 3.20 Coeficientul de corelație a concentrației de *Pb* în principalele produse apicole și albine

Componente corelative	Siturile de cercetare							
	Situl „forestier”		Situl „agricol”		Situl „transport auto”		Situl „industrial”	
	$r_{xy} \pm m_r$	t_r	$r_{xy} \pm m_r$	t_r	$r_{xy} \pm m_r$	t_r	$r_{xy} \pm m_r$	t_r
anul 2012								
Polen - albine	0,32±0,29	1,10	0,59±0,26	2,27*	0,40±0,28	1,43	0,66±0,24	2,75**
Polen - miere	0,68±0,23	2,95**	0,65±0,24	2,71**	0,71±0,22	3,23***	0,51±0,27	1,89
Miere - albine	0,22±0,30	0,73	0,50±0,27	1,85	0,45±0,28	1,61	0,53±0,26	2,04*
Polen - propolis	-0,09±0,31	0,29	-0,01±0,32	0,03	0,16±0,31	0,52	0,23±0,31	0,74
Propolis - albine	0,07±0,32	0,22	-0,45±0,28	1,61	0,09±0,31	0,29	-0,00±0,31	0
Miere - propolis	-0,10±0,31	0,32	0,15±0,31	0,48	0,09±0,31	0,29	0,17±0,26	0,65
anul 2013								
Polen - albine	0,59±0,26	2,27*	0,77±0,20	3,85***	0,72±0,22	3,27**	-	-
Polen - miere	0,68±0,23	2,95**	0,57±0,26	2,19*	0,63±0,24	2,65*	-	-
Miere - albine	0,47±0,27	1,74	0,44±0,28	1,57	0,68±0,23	2,95**	-	-
Polen - propolis	-0,01±0,32	0,03	0,28±0,30	0,93	0,44±0,28	1,57	-	-
Propolis - albine	0,06±0,32	0,18	0,14±0,31	0,45	0,11±0,31	0,35	-	-
Miere - propolis	-0,36±0,29	1,24	-0,01±0,32	0,03	0,01±0,32	0,32	-	-

Remarcă: *P < 0,05; **P < 0,01; ***P < 0,001

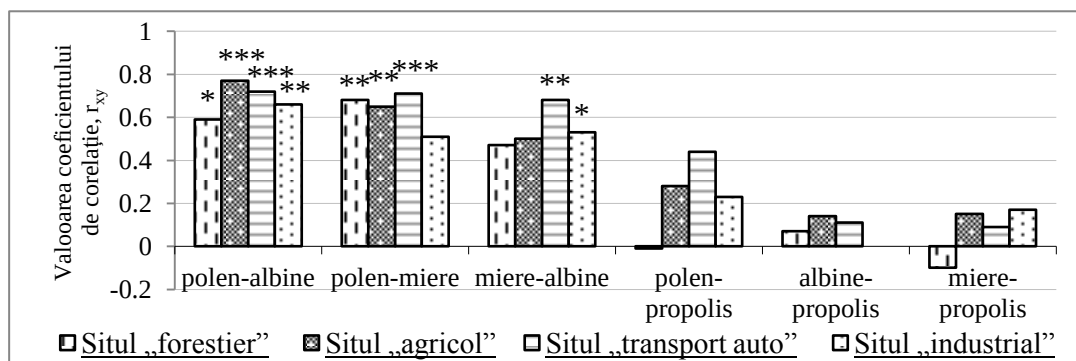
Existența în toate siturile a corelațiilor semnificative între conținutul de *Pb* în polen și albine se explică prin faptul că albinele contactează în mod direct cu grăuncioarele de polen din flori, în procesul acumulării și transportării polenului, acesta fiind și sursa principală proteică pentru hrana lor.

Între concentrația de *Pb* în polen și miere au fost depistate *corelații înalte* atât în anul 2012, cât și în anul 2013, în toate siturile cercetate. Cel mai înalt coeficient de corelație a conținutului de *Pb* în aceste componente a fost înregistrat în anul 2012 în situl „transport auto” $r_{xy}=0,71$ mg/kg ($t_r=3,23$; $P<0,001$), ceea ce corespunde celui mai înalt prag de certitudine. *Corelații înalte* ale concentrației acestui metal în polen și miere au fost obținute în siturile „forestier” $r_{xy} = 0,68$ mg/kg ($t_r=2,95$; $P<0,01$) și „agricol” $r_{xy}=0,65$ mg/kg ($t_r=2,71$; $P<0,01$).

De asemenea, *corelații înalte* între concentrația de *Pb* în polen și miere au fost depistate și în anul 2013, în siturile „forestier” $r_{xy}=0,68$ mg/kg ($t_r=2,95$; $P<0,01$) și „transport auto” $r_{xy}=0,63$ mg/kg ($t_r=2,65$; $P<0,01$). În situl „agricol”, în acest an a fost înregistrată o *corelație medie* între concentrațiile de *Pb* în polen și miere $r_{xy}=0,57$ mg/kg ($t_r=2,19$; $P<0,05$). Aceasta se explică prin faptul că polenul adunat de către albine și depozitat în celule are o legătură directă cu nectarul florilor din care, în urma procesului de transformare, este formată însăși mierea. La fel, a fost depistată o corelație pozitivă destul de semnificativă între concentrațiile de *Pb* în miere și albine. Spre exemplu, în anul 2012 coeficientul de corelație al acestor concentrații în situl

„industrial” a fost de valoare medie $r_{xy}=0,53$ mg/kg ($t_r=2,04$; $P<0,05$). În anul 2013, asemenea corelație a fost stabilită în situl „transport auto”, valoarea acestui coeficient fiind de *nivel înalt* $r_{xy}=0,68$ mg/kg ($t_r=2,95$; $P<0,01$). În celelalte situri („forestier” și „agricol”) s-a înregistrat o tendință evidentă de *corelație medie* a concentrației de *Pb* în aceste două componente ($r_{xy}=0,47$ și $0,44$ mg/kg). O corelație semnificativă între concentrațiile de *Pb* în miere și albine a fost obținută și de alți cercetători în studiile lor [197].

Mai evident legăturile corelative a concentrației de *Pb* în componentele apicole pot fi vizualizate în figura 3.1.



Remarcă: * $P < 0,05$; ** $P < 0,01$; *** $P < 0,001$

Fig. 3.1. Coeficientul de corelație a concentrației de *Pb* în principalele produse apicole și albine

În toate siturile de studiu, în ambii ani de cercetare, concentrația plumbului din relația propolis – polen și propolis – miere a înregistrat *corelații foarte joase* sau chiar lipsă totală. Aceasta se explică prin faptul că propolisul este o substanță rășinoasă, colectată în special de pe mugurii plantelor de un grup restrâns de albine [53], precum și din alte surse netradiționale, cum este gudronul de asfalt [104].

Din cercetările efectuate, s-a observat că există o corelație pozitivă, destul de semnificativă între concentrația de *Cd* în polen și albine (Tab. 3.21.).

În anul 2012 de studiu, *corelații înalte* au fost stabilite în situl „forestier” $r_{xy}=0,77$ mg/kg ($t_r=3,85$; $P<0,001$), „industrial” $r_{xy}=0,70$ ($t_r=3,04$; $P<0,001$) și „transport auto” $r_{xy}=0,65$ mg/kg ($t_r=2,70$; $P<0,01$).

În anul 2013, *corelații înalte* au fost stabilite între concentrația de *Cd* în polen - albine din situl „transport auto” $r_{xy}=0,63$ mg/kg ($t_r=2,62$; $P<0,01$) și situl „agricol” $r_{xy}=0,61$ mg/kg ($t_r=2,44$; $P<0,01$), fiind semnificative cu certitudinea de pragul doi după Student. În situl „forestier” aceste corelații au avut un *nivel mediu* $r_{xy}=0,58$ mg/kg ($t_r=2,23$; $P<0,05$). Nu a fost posibil de stabilit anumite corelații între concentrația de *Cd* în polen și în miere, deoarece concentrațiile acestuia în miere nu au atins nivelul detectabil ($<0,005$).

Tabelul 3.21. Coeficientul de corelație a concentrației de *Cd* în principalele produse apicole și albine

Componentele corelative	Siturile de cercetare							
	Situl „forestier”		Situl „agricol”		Situl „transport auto”		Situl „industrial”	
	$r_{xy} \pm m_r$	t_r	$r_{xy} \pm m_r$	t_r	$r_{xy} \pm m_r$	t_r	$r_{xy} \pm m_r$	t_r
anul 2012								
Polen - albine	0,77±0,20	3,85***	0,46±0,28	1,64	0,65±0,24	2,70**	0,70±0,23	3,04***
Polen - miere	-	-	-	-	-	-	-	-
Polen - propolis	0,23±0,31	0,74	0,11±0,31	0,35	0,40±0,28	1,43	0,14±0,31	0,45
Propolis - albine	-0,15±0,31	0,48	-0,24±0,31	0,77	0,04±0,32	0,12	-0,25±0,31	0,81
Miere - albine	-	-	-	-	-	-	-	-
Miere - propolis	-	-	-	-	-	-	-	-
anul 2013								
Polen - albine	0,58±0,26	2,23*	0,61±0,25	2,44*	0,63±0,24	2,62**	-	-
Polen - miere	-	-	-	-	-	-	-	-
Polen - propolis	-0,05±0,31	0,16	0,25±0,31	0,81	0,37±0,29	1,27	-	-
Propolis - albine	0,05±0,31	0,16	0,02±0,32	0,06	0,23±0,31	0,74	-	-
Miere - albine	-	-	-	-	-	-	-	-
Miere - propolis	-	-	-	-	-	-	-	-

Remarcă: *P < 0,05; **P < 0,01; ***P < 0,001.

Conținutul de *Cd* în propolis nu corelează în niciun fel cu concentrația acestui metal în polen și miere, deoarece coeficienții de corelație calculați la produsele apicole cercetate nu au avut valori semnificative.

Rezultatele cercetărilor demonstrează că, în ambii ani de cercetare, s-a înregistrat o corelație pozitivă între concentrația de *Cu* în polen și albine, polen și miere, precum și în unele cazuri în miere și albine (Tab. 3.22).

În anul 2012, în majoritatea zonelor de cercetare, între concentrația de *Cu* în polen și albine au fost înregistrate *corelații medii*, în situl „forestier” $r_{xy}=0,53$ mg/kg ($t_r=2,04$; $P<0,05$), „agricol” $r_{xy}=0,54$ mg/kg ($t_r=2,07$; $P<0,05$), „transport auto” $r_{xy}=0,62$ mg/kg ($t_r=2,11$; $P<0,05$) și „industrial” $r_{xy}=0,55$ mg/kg ($t_r=2,11$; $P<0,05$). La fel, *corelații medii* au fost înregistrate în relația polen - miere, cu excepția sitului „agricol”, care a înregistrat o *corelație înaltă* $r_{xy}=0,67$ ($t_r=2,91$; $P<0,01$).

În anul 2013 de studiu, s-a înregistrat o *corelație înaltă* între concentrația de *Cu* în polen și albine, în special în situl „transport auto” $r_{xy}=0,71$ mg/kg ($t_r=3,22$; $P<0,001$), precum și în siturile „forestier” $r_{xy}=0,63$ mg/kg ($t_r=2,62$; $P<0,01$) și cel „agricol” $r_{xy}=0,63$ mg/kg ($t_r=2,62$; $P<0,01$). De asemenea, corelații pozitive au fost semnalate și între concentrația de *Cu* în polen și miere. În anul 2012, au fost constatate *corelații înalte* în situl „agricol” – $r_{xy}=0,67$ mg/kg ($t_r=$

2,91; $P < 0,01$) și „industrial” – $r_{xy} = 0,61$ mg/kg ($t_r = 2,44$; $P < 0,05$). Iar în siturile „forestier” și „transport auto” au fost înregistrate *corelații medii* $r_{xy} = 0,53$ mg/kg ($t_r = 2,04$; $P < 0,05$).

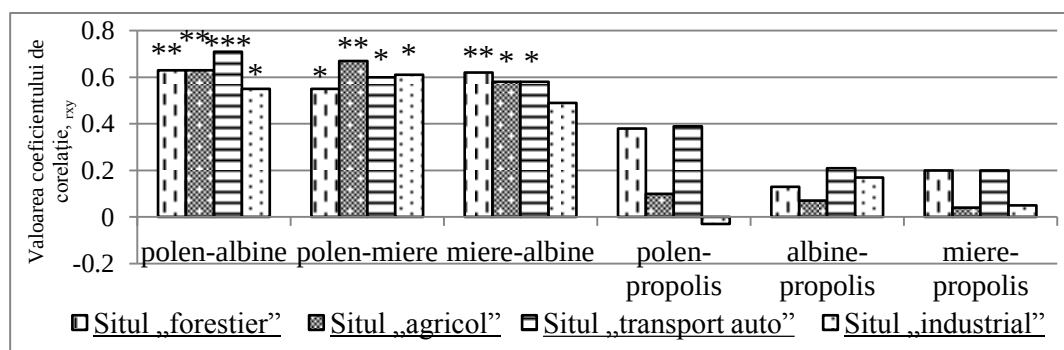
Tabelul 3.22. Coeficientul de corelație a concentrației de Cu în principalele produse apicole și albine

Componentele corelative	Siturile de cercetare							
	Situl „forestier”		Situl „agricol”		Situl „transport auto”		Situl „industrial”	
	$r_{xy} \pm m_r$	t_r	$r_{xy} \pm m_r$	t_r	$r_{xy} \pm m_r$	t_r	$r_{xy} \pm m_r$	t_r
anul 2012								
Polen - albine	0,53±0,26	2,04*	0,54±0,26	2,07*	0,62±0,25	2,48*	0,55±0,26	2,11*
Polen - miere	0,53±0,26	2,04*	0,67±0,23	2,91**	0,53±0,26	2,04*	0,61±0,25	2,44*
Miere - albine	0,62±0,24	2,58**	0,28±0,30	0,93	0,59±0,26	2,27*	0,49±0,27	1,81
Polen- propolis	0,19±0,31	0,61	0,10±0,31	0,32	0,39±0,29	1,34	-0,03±0,32	0,09
Propolis - albine	0,06±0,31	0,19	0,00±0,31	0,00	-0,14±0,31	0,45	0,17±0,31	0,55
Miere - propolis	0,20±0,31	0,64	0,04±0,32	0,12	-0,03±0,32	0,09	0,05±0,32	0,15
anul 2013								
Polen - albine	0,63±0,24	2,62**	0,63±0,24	2,62**	0,71±0,22	3,22***	-	-
Polen - miere	0,55±0,26	2,12*	0,62±0,25	2,48*	0,60±0,25	2,40*	-	-
Miere - albine	0,28±0,30	0,93	0,58±0,26	2,23*	0,29±0,30	0,97	-	-
Polen- propolis	0,38±0,29	1,31	0,07±0,31	0,22	0,21±0,31	0,68	-	-
Propolis - albine	0,13±0,31	0,42	0,20±0,31	0,64	-0,03±0,32	0,09	-	-
Miere - propolis	-0,17±0,31	0,55	0,00±0,32	0,00	0,20±0,31	0,64	-	-

Remarcă: * $P < 0,05$; ** $P < 0,01$; *** $P < 0,001$

Corelații medii între conținutul de Cu în polen și miere sunt înregistrate și în anul 2013 de studiu. Spre exemplu, în siturile „agricol” și „forestier” au fost constatați coeficienți de corelație cu valori înalte $r_{xy} = 0,62$ mg/kg ($t_r = 2,48$; $P < 0,05$) și $r_{xy} = 0,60$ mg/kg ($t_r = 2,04$; $P < 0,05$), iar în situl „forestier” valori medii $r_{xy} = 0,55$ mg/kg ($t_r = 2,12$; $P < 0,05$).

Între conținutul de Cu în propolis și celelalte produse apicole și albine nu există anumite corelații, deoarece valoarea coeficienților de corelație (r_{xy}) este foarte joasă, iar semnificația acestora (t_r) este sub nivelul pragului zero, conform teoriei probabilității prognozelor fără eroare după Student. Mai evident aceste corelații pot fi vizualizate în diagrama de mai jos (Figura 3.2.).



Remarcă: * $P < 0,05$; ** $P < 0,01$; *** $P < 0,001$

Fig. 3.2. Coeficientul de corelație a concentrației de Cu în principalele produse apicole și albine

Prin urmare, generalizând acest subpunct, putem concluziona că între concentrația metalelor grele în produsele apicole studiate (polen, miere) și conținutul acestora în corpul albinelor există o legătură corelativă pozitivă medie spre înaltă.

Cele mai mari valori ale coeficienților de corelație au fost înregistrate între conținutul de *Cd* în polen și albine ($r_{xy}=0,77$), conținutul de *Cu* în polen și albine ($r_{xy}=0,62-0,71$), polen și miere ($r_{xy}=0,62-0,67$), miere și albine ($r_{xy}=0,58-0,62$) și conținutul de *Pb* în polen și albine ($r_{xy}=0,53-0,68$).

Între concentrația metalelor grele în propolis și celelalte produse apicole (polen, miere) și corpul albinelor nu au fost identificate anumite legături corelative.

3.3. Influența metalelor grele asupra viabilității și productivității familiilor de albine

În anii de cercetare 2012 și 2013, au fost analizate corelațiile între concentrația de MG în componentele apicole (albine și polen) și indicii de vitalitate (viabilitatea puietului, rezistența la boli) și productivitatea de miere (Tab. 3.23- 3.25 și Anexa 5, Tab. A 5.1).

În anul 2012 de cercetare, în urma analizei rezultatelor am constatat corelații foarte slabe și negative între concentrația de *Pb* în corpul albinelor și viabilitatea puietului, precum și conținutul acestui metal în polen și viabilitatea puietului ($r_{xy}=-0,19\pm 0,31$). Aceste rezultate ne sugerează ideea că, odată cu creșterea concentrației de *Pb* în albine și polen, scade viabilitatea puietului. Asemenea tendință de corelație negativă între conținutul de *Pb* în polen și viabilitatea puietului a fost înregistrată și în anul 2013 ($r_{xy}=-0,16$).

Tabelul 3.23. Corelația dintre conținutul de *Pb* în componentele apicole și indicii de vitalitate și productivitate a familiilor de albine

Componente corelative	$r_{xy} \pm m_r$	t_r	P
2012 (n = 12)			
Albine - Viabilitatea puietului	$-0,19 \pm 0,31$	0,61	> 0,1
Albine - Rezistența la boli	$0,27 \pm 0,30$	0,90	> 0,1
Albine - Productivitatea de miere	$0,22 \pm 0,31$	0,71	> 0,1
Polen - Viabilitatea puietului	$-0,19 \pm 0,31$	0,61	> 0,1
Polen - Rezistența la boli	$0,27 \pm 0,30$	0,90	> 0,1
Polen - Productivitatea de miere	$0,22 \pm 0,31$	0,71	> 0,1
2013 (n = 12)			
Albine - Viabilitatea puietului	$0,05 \pm 0,31$	0,16	> 0,1
Albine - Rezistența la boli	$0,33 \pm 0,29$	1,14	> 0,1
Albine - Productivitatea de miere	$0,33 \pm 0,29$	1,14	> 0,1
Polen - Viabilitatea puietului	$-0,16 \pm 0,31$	0,52	> 0,1
Polen - Rezistența la boli	$-0,01 \pm 0,32$	0,01	> 0,1
Polen - Productivitatea de miere	$0,33 \pm 0,29$	1,14	> 0,1

Menționăm că aceste corelații au avut valori ne semnificative, ceea ce nu ne permite să afirmăm cu siguranță existența unor asemenea corelații. Totodată analizând rezultatele din tabelul 3.23., putem afirma că în ambii ani de cercetare, coeficienții de corelație a conținutului de *Pb* în componentele apicole și indicii de vitalitate și productivitate a familiilor de albine au valori negative sau pozitive, dar în toate cazurile au fost mici și ne semnificative.

După opinia noastră, aceasta se explică prin faptul că în ambii ani de cercetare concentrația de *Pb* atât în componentele mediului ambiant (sol, apă, floră), cât și în componentele apicole (corpul albinelor, polen) a fost cu mult sub limita maximă admisibilă, conform standardelor UE. Prin urmare, aceste concentrații mici de *Pb* în componentele mediului nu au putut influența negativ vitalitatea (rezistența la boli, viabilitatea puietului) și productivitatea familiilor de albine. De aceea, a fost ne semnificativă și valoarea coeficienților de corelație a concentrației de *Pb* în componentele apicole și vitalitatea, și productivitatea familiilor de albine. Practic, impactul de influență nocivă a *Pb* asupra familiilor de albine nu s-a manifestat.

Generalizând acest subpunct, putem constata faptul că, reieșind din nivelul concentrațiilor de *Pb* în componentele apicole stabilite în cadrul cercetărilor noastre, aceste concentrații nu au avut oarecare influențe (negative sau pozitive) asupra activității vitale și productivității familiilor de albine.

De asemenea, am studiat corelația între conținutul de *Cd* în componentele apicole și indicii de vitalitate și productivitate a familiilor de albine (Tab. 3.24.).

Tabelul 3.24. Corelația dintre conținutul de *Cd* în componentele apicole și indicii de vitalitate și productivitate a familiilor de albine

Componente corelative	$r_{xy} \pm m_r$	t_r	P
2012 (n = 12)			
Albine - Viabilitatea puietului	$0,24 \pm 0,31$	0,77	> 0,1
Albine - Rezistența la boli	$0,28 \pm 0,30$	0,93	> 0,1
Albine - Productivitatea de miere	$0,50 \pm 0,27$	1,85	= 0,1
Polen - Viabilitatea puietului	$-0,01 \pm 0,32$	0,03	> 0,1
Polen - Rezistența la boli	$0,24 \pm 0,31$	0,77	> 0,1
Polen - Productivitatea de miere	$0,43 \pm 0,28$	1,53	> 0,1
2013 (n = 12)			
Albine - Viabilitatea puietului	$-0,24 \pm 0,31$	0,77	> 0,1
Albine - Rezistența la boli	$-0,23 \pm 0,31$	0,77	> 0,1
Albine - Productivitatea de miere	$-0,02 \pm 0,32$	0,06	> 0,1
Polen - Viabilitatea puietului	$-0,18 \pm 0,31$	0,58	> 0,1
Polen - Rezistența la boli	$-0,02 \pm 0,32$	0,06	> 0,1
Polen - Productivitatea de miere	$-0,07 \pm 0,32$	0,22	> 0,1

În anul 2012 de cercetare, a fost stabilită o corelație slabă cu tendință de semnificație, între concentrația de *Cd* în corpul albinelor și productivitatea de miere ($r_{xy} = 0,50 \pm 0,27$; $t_r = 1,85$; $P = 0,1$), precum și între concentrația de *Cd* în polen și productivitatea de miere ($r_{xy} = 0,43 \pm 0,28$; $t_r = 1,53$; $P > 0,1$).

Însă, în cercetările continuate în anul 2013, asemenea corelații pozitive nu au fost confirmate. Prin urmare, din cercetările ambilor ani, noi nu putem afirma că există corelații pozitive sau negative între concentrația de *Cd* în corpul albinelor și productivitatea de miere a familiilor de albine.

Celelalte valori ale coeficienților de corelație a concentrației de *Cd* în componentele apicole cu vitalitatea și productivitatea familiilor de albine, de asemenea, sunt destul de joase, ceea ce nu ne permite să deducem existența sau lipsa acestor corelații.

În pofida faptului că în anul 2013 au fost înregistrate, în toate cazurile cercetate, corelații negative între concentrațiile de *Cd* în componentele apicole și indicii de vitalitate și productivitate a familiilor de albine, totuși nu putem afirma că concentrațiile de *Cd* stabilite de noi în corpul albinelor ar influența cumva indicii de vitalitate (viabilitatea, rezistența la boli) și productivitatea de miere a familiilor de albine.

Această situație poate fi explicată, după opinia noastră, prin faptul că concentrația de *Cd* în componentele mediului ambiant din situl cercetat a fost destul de joasă și insuficientă pentru a provoca un impact negativ asupra productivității familiilor de albine.

De asemenea, în ambii ani cercetați, a fost analizată corelația între conținutul de *Cu* în polen, albine și indicii de vitalitate și productivitate a familiilor de albine (Tab. 3.25.).

Tabelul 3.25. Corelația dintre conținutul de *Cu* în componentele apicole și indicii de vitalitate și productivitate a familiilor de albine

Componente corelative	$r_{xy} \pm m_r$	t_r	P
2012 (n = 12)			
Albine - Viabilitatea puietului	$-0,17 \pm 0,31$	0,54	$> 0,1$
Albine - Rezistența la boli	$0,03 \pm 0,32$	0,09	$> 0,1$
Albine - Productivitatea de miere	$0,16 \pm 0,31$	0,52	$> 0,1$
Polen - Viabilitatea puietului	$-0,39 \pm 0,29$	1,34	$> 0,1$
Polen - Rezistența la boli	$-0,10 \pm 0,31$	0,32	$> 0,1$
Polen - Productivitatea de miere	$-0,09 \pm 0,31$	0,28	$> 0,1$
2013 (n = 12)			
Albine - Viabilitatea puietului	$-0,16 \pm 0,31$	0,52	$> 0,1$
Albine - Rezistența la boli	$-0,43 \pm 0,28$	1,53	$> 0,1$
Albine - Productivitatea de miere	$-0,10 \pm 0,31$	0,32	$> 0,1$
Polen - Viabilitatea puietului	$-0,05 \pm 0,31$	0,16	$> 0,1$
Polen - Rezistența la boli	$-0,07 \pm 0,32$	0,22	$> 0,1$
Polen - Productivitatea de miere	$0,29 \pm 0,30$	0,96	$> 0,1$

Rezultatele cercetărilor din ambii ani (2012-2013) au demonstrat un tablou similar cu cel înregistrat la corelațiile conținutului de *Pb* și *Cd*. Astfel, valorile coeficienților de corelație a conținutului de *Cu* în componentele apicole (corp albine și polen) și vitalitatea și productivitatea familiilor de albine au fost, în marea majoritate, negative și foarte mici (nesemnificative). Acești indici nu permit să afirmăm că ar exista o oarecare legătură corelativă între aceste concentrații de *Cu* în componentele apicole, vitalitatea și productivitatea familiilor de albine.

În anul 2013, am constatat doar o tendință ușoară de corelație negativă a conținutului de *Cu* în corpul albinelor și rezistența familiilor de albine la boli. Dar această corelație nu este semnificativă, de aceea, nu o putem extinde la modul general.

Prin urmare, lipsa corelațiilor semnificative sau existența unor coeficienți de corelație foarte mici între conținutul de *Cu* în componentele apicole (corp albină, polen) și vitalitatea (rezistența la boli, viabilitatea puietului) și productivitatea de miere a familiilor de albine se explică, după opinia noastră, prin faptul că concentrațiile de *Cu* în componentele mediului ambiant (sol, apă, floră) au înregistrat valori foarte joase și departe de limita maximă admisibilă, care ar putea provoca vre-un oarecare impact negativ.

În rezultat, generalizând datele privind corelațiile conținutului de MG în componentele apicole (albine și polen), indicii de vitalitate (viabilitatea puietului, rezistența la boli) și productivitatea de miere a familiilor de albine, putem concluziona că acestea (corelațiile) sunt foarte slabe, nesemnificative și, în marea majoritate, negative. În baza acestor indici nesemnificativi noi nu putem afirma, nici infirma că metalele grele, în concentrațiile înregistrate în cadrul experimentelor noastre în componentele apicole, au un oarecare impact negativ sau pozitiv asupra vitalității și productivității familiilor de albine. Acestea se explică, după opinia noastră, prin nivelul scăzut al conținutului de metale grele în componentele mediului (sol, apă, floră) mult sub nivelul maxim admisibil, conform normelor UE, care nu a putut avea vreo influență anumită, negativă sau pozitivă, asupra componentelor apicole, vitalității și productivității familiilor de albine.

3.4. Concluzii la capitolul 3

1. Conținutul metalelor grele (*Pb*, *Cd*, *Cu*) în stratul de sol (0-25 cm) a fost depistat în toate siturile de cercetare. Concentrațiile maxime ale *Pb*, *Cd* și *Cu* (forme totale) au constituit în situl „industrial”, respectiv: *Pb* - 13,53; *Cd* - 0,239; *Cu* - 26,56 mg/kg. Concentrațiile minime *Pb*, *Cd* și *Cu* (forme totale) în situl forestier au constituit, respectiv: *Pb*-11,34; *Cd* - 0,154 și *Cu* - 15,74 mg/kg.

2. Conținutul MG în probele de apă analizate pentru *Pb* și *Cd* nu a atins nivelul detectabil (<0,001 - *Pb* și <0,0002 mg/l - *Cd*), pe când concentrația *Cu* variază între 0,002 (situl „forestier”)

și 0,008 mg/l (situl „transport auto”). Totodată, niciuna din valorile înregistrate nu depășesc CMA conform normelor în vigoare.

3. Florile plantelor melifere care cresc în situl „industrial” acumulează metale grele, după cum urmează: *Pb* - 0,252 mg/kg; *Cd* - 0,158 mg/kg și *Cu* - 12,02 mg/kg. Analogic conținutului MG în sol, concentrații minimale ale *Pb*, *Cd* și *Cu* în florile melifere, de asemenea, au fost determinate în situl „forestier”, respectiv: *Pb* - 0,117 mg/kg; *Cd* - 0,019 4 mg/kg; *Cu* - 6,71 mg/kg. Rezultatele obținute ne permit să afirmăm că florile plantelor melifere din siturile cercetate nu sunt poluate cu *Pb*, *Cd* și *Cu*.

4. Concentrațiile medii de *Pb* din corpul albinelor din siturile cu impact antropic („industrial”, „transport auto”) au fost semnificativ mai mari în comparație cu cele din situl „forestier”, respectiv cu 0,797 mg/kg sau de 4,0 ori ($t_d=7,73$; $P<0,001$) și 0,666 mg/kg sau 3,3 ori ($t_d=8,12$; $P<0,001$). Conținutul mediu de *Cd* din corpul albinelor atât din situl „industrial”, cât și din situl „transport auto” a fost semnificativ mai mare în comparație cu situl „forestier”, respectiv cu 0,157 mg/kg sau de 4,1 ori ($t_d=6,04$; $P<0,001$) și 0,089 mg/kg sau de 2,3 ori ($t_d=8,09$; $P<0,001$). Conținutul mediu de *Cu* în corpul albinelor din situl „agricol” a fost semnificativ mai mare față de situl „forestier” – cu 3,52 mg/kg sau 81,8% ($t_d=10,66$; $P<0,001$). În toate siturile de cercetare, concentrațiile de MG în corpul albinelor sunt departe și cu mult mai mici față de doza nocivă pentru albine.

5. Conținutul de MG în polen, prelevat din siturile de studiu, este în strânsă legătură cu specificul sitului amplasării stupinei. Concentrațiile de *Pb*, *Cd* și *Cu* în polenul prelevat din siturile cu diferit impact antropic („industrial”, „transport auto” și „agricol”) au fost mai mari, în comparație cu cele din situl cu regim de protecție reglementat („forestier”) ($t_d=1,09-10,02$; 2,12 - 3,50 și 4,68-10,2; $P<0,05-0,001$). Polenul reflectă cel mai adecvat nivelul de acumulare a MG din biocenoză și dintre produsele apicole cercetate anume polenul poate fi utilizat ca cel mai bun indicator în monitorizarea mediului ambiant.

6. În toate probele de miere analizate, au fost detectate doar *Pb* și *Cu*, cu excepția *Cd*, care nu a avut valori detectabile. Concentrațiile de *Pb* și *Cu* în probele de miere din siturile „industrial” și „transport auto” au fost semnificativ mai mari, în comparație cu situl „forestier”, respectiv, de 8,5 și 14,0 ori; 7,1 și 8,4 ori; ($t_d=6,90-8,33$; $P<0,001$), iar cele din situl „agricol” au fost semnificativ mai mari în comparație cu situl „forestier” de 0,3 și 3,2 ori ($t_d=2,6-4,43$; $P<0,05-0,001$).

7. Conținut de *Pb* și *Cd* în propolisul prelevat din situl „industrial” a fost mai mare față de cel prelevat din situl „forestier”, respectiv, de 3,0 și 8,8 ori ($t_d=5,99$ și 6,51; $P<0,001$), iar cel mai mare conținut de *Cu* în propolis a fost înregistrat în cel prelevat din situl „transport auto”, fiind semnificativ mai mare față de situl „forestier” ($t_d=8,40$; $P<0,001$).

8. Concentrațiile de MG în polenul, mierea și propolisul din siturile cercetate nu depășesc LMA stabilite de normele europene în vigoare, iar produsele apicole cercetate, precum și mediul ambiant din siturile cercetate nu sunt poluate cu *Pb*, *Cd* și *Cu*.

9. Între concentrația metalelor grele în produsele apicole (polen, miere) și conținutul acestora în corpul albinelor există o corelație pozitivă destul de semnificativă. Cele mai mari valori ale coeficienților de corelație au fost înregistrate între conținutul de *Pb* în polen și albine ($r_{xy}=0,66-0,77$), polen și miere ($r_{xy}=0,68-0,71$), miere și albine ($r_{xy}=0,53-0,68$), conținutul de *Cd* în polen și albine ($r_{xy}=0,77$), conținutul de *Cu* în polen și albine ($r_{xy}=0,62-0,71$), polen și miere ($r_{xy}=0,62-0,67$), miere - albine ($r_{xy}=0,58-0,62$). Nu au fost înregistrate corelații între concentrația metalelor grele în propolis și celelalte produse apicole cercetate.

10. Corelațiile conținutului de metale grele (*Pb*, *Cd*, *Cu*) în componentele apicole (albine și polen) și indicii de vitalitate (viabilitatea puietului, rezistența la boli) și productivitatea de miere a familiilor de albine sunt în mare majoritate negative, foarte slabe și nesemnificative. Aceasta se explică prin nivelul scăzut al concentrației de metale grele în componentele mediului (sol, apă, floră), mult sub nivelul maxim admisibil conform normelor UE. De aceea, nu putem afirma sau infirma manifestarea unui anumit impact, negativ sau pozitiv, al concentrațiilor înregistrate de metale grele, asupra vitalității și productivității familiilor de albine.

4. PESTICIDELE ÎN MEDIUL AMBIANT ȘI RELAȚIA POLUANȚILOR CU ALBINA MELIFERĂ ȘI PRODUSELE EI

4.1. Conținutul reziduurilor de pesticide în componentele mediului și produsele apicole

Pesticidele sunt dispersate în spațiu, și în funcție de tipul compusului chimic, stabilitatea și afinitatea lor pentru organismul țintă și mediul înconjurător. Acestea pot fi degradate de diferiți factori de mediu în perioade mai mari sau mai mici de timp. Astfel, ele acționează asupra ecosistemelor, prezentând o amenințare cu un risc ridicat de contaminare a componentelor de mediu și a lanțurilor alimentare. Prezența reziduurilor de pesticide în alimentele consumabile, precum și bioacumularea lor creează o situație alarmantă ce necesită o monitorizare regulată.

4.1.1. Conținutul reziduurilor de pesticide organoclorurate în sol și apă

Rezultatele cercetărilor [22] au demonstrat concentrații nesemnificative ale hexaclorciclohexanului (HCH) și izomerilor săi (α , β , γ) în stratul de sol (0-25 cm) din toate siturile de studiu (Tab. 4.1.) Prezența izomerului α – HCH nu a fost determinată în stratul de sol (0 - 25 cm) din situl „forestier”, (nivelul detectabil al aparatului fiind $< 0,001 \mu\text{g/kg}$). În probele de sol din celelalte situri au fost înregistrate concentrații de la 0,001 până la $0,827 \mu\text{g/kg}$. Cele mai mari concentrații, ale izo-HCH au fost înregistrate în stratul de sol (0-25 cm) al sitului „agricol”, înregistrându-se valori medii de $0,205 \pm 0,057 \mu\text{g/kg}$, acestea fiind cu $0,21 \mu\text{g/kg}$ mai mari față de situl „forestier” ($t_d=3,58$; $P<0,001$). Concentrația izomerului α - HCH în stratul de sol prelevat din situl „transport auto” atestă niveluri intermediare între situl „forestier” și cel „agricol”, fiind mai mare în comparație cu situl „forestier” cu $0,144 \mu\text{g/kg}$ ($t_d=1,98$; $P<0,05$).

Dintre toți izomerii HCH cercetați, izomerul β - HCH a înregistrat cele mai ridicate concentrații în toate siturile cercetate. Astfel, conținutul izomerului β - HCH în probele de sol varia de la minim $< 0,001 \mu\text{g/kg}$ în situl „forestier”, până la maxim $0,805 \mu\text{g/kg}$ în cel „agricol”. Totodată, concentrația medie a izomerului β - HCH în solul din situl „agricol” depășește semnificativ concentrația acestuia din solul sitului „forestier” și anume cu $0,246 \mu\text{g/kg}$ ($t_d=3,45$; $P<0,001$). Concentrația izomerului β – HCH în solul din situl „transport auto”, denotă doar o tendință de depășire față de concentrația din solul sitului „forestier”, înregistrând o diferență de doar $0,119 \mu\text{g/kg}$ ($t_d=1,80$; $P<0,1$).

În ceea ce privește pesticidul γ - HCH (lindan), comparativ cu alți izomeri, acesta înregistrează concentrații mai scăzute în probele de sol cercetate de noi, de la minim $< 0,001 \mu\text{g/kg}$ până la $0,495 \mu\text{g/kg}$. Astfel, concentrațiile medii ale izomerului γ - HCH în solurile sitului „agricol” și a celui „transport auto” manifestă tendințe slabe de depășire, a concentrațiilor acestuia din situl „forestier”.

Analiza datelor demonstrează, că suma HCH în probele solurilor cercetate variază de la minim - $< 0,001$, până la maxim - $1,220 \mu\text{g/kg}$. Astfel, concentrația medie a ΣHCH în solurile din situl „agricol” ($0,579 \pm 0,096 \mu\text{g/kg}$) și situl „transport auto” ($0,363 \pm 0,119 \mu\text{g/kg}$) depășea nivelul mediu în mostrele de sol colectate din situl „forestier” ($0,097 \pm 0,028 \mu\text{g/kg}$), respectiv, cu $0,482$ și $0,266 \mu\text{g/kg}$ ($t_d=4,80$ și $2,21$; P $0,001$ și $0,05$). Totuși, aceste valori sunt cu mult sub concentrația maximă admisibilă stabilită pentru ΣHCH în sol care constituie $100 \mu\text{g/kg}$.

Tabelul 4.1. Conținutul reziduurilor de HCH și a izomerilor săi în sol (0 - 25 cm), $\mu\text{g/kg}$

Denumirea siturilor experimentale	Concentrația medie, $M \pm m$	d	t_d	P
α – HCH				
Situl „forestier”	$< 0,001$	-	-	-
Situl „agricol”	$0,205 \pm 0,057$	0,2104	3,58	$< 0,001$
Situl „transport auto”	$0,144 \pm 0,072$	0,143	1,98	$< 0,05$
β – HCH				
Situl „forestier”	$0,060 \pm 0,021$	-	-	-
Situl „agricol”	$0,306 \pm 0,068$	0,246	3,45	$< 0,001$
Situl „transport auto”	$0,179 \pm 0,063$	0,119	1,80	$< 0,05$
γ - HCH (lindan)				
Situl „forestier”	$0,036 \pm 0,011$	-	-	-
Situl „agricol”	$0,058 \pm 0,041$	0,022	0,52	$> 0,1$
Situl „transport auto”	$0,039 \pm 0,012$	0,003	0,18	$> 0,1$
suma HCH				
Situl „forestier”	$0,097 \pm 0,028$	-	-	-
Situl „agricol”	$0,579 \pm 0,096$	0,482	4,80	$< 0,001$
Situl „transport auto”	$0,363 \pm 0,119$	0,266	2,21	$< 0,05$

Notă* – limita detectabilă a aparatului – $0,001 \mu\text{g/kg}$

Rezultatele noastre demonstrează, că din cei trei izomeri cercetați ai HCH - lui, izomerul dominant în sol în toate siturile cercetate este β – HCH, ceea ce indică faptul stabilității și persistenței acestui izomer în sol, mai pronunțat în comparație cu γ – HCH și α – HCH. Asemenea rezultate au fost înregistrate și de alți cercetători [35], care au demonstrat predominarea izomerului β - HCH în solurile agricole din mai multe raioane ale Republicii Moldova

Cercetările [35] au demonstrat că în sol α – HCH se izomerizează repede în β – HCH, iar izomerul γ – HCH trece în β – HCH și α – HCH. Din aceste considerente izomerul β – HCH este cel mai persistent izomer al HCH - ului.

Conform surselor bibliografice [65, 179], izomerii α și β – HCH alcătuiesc mai mult de 80% din masa totală a HCH - lui tehnic. Aceste pesticide sunt depozitate în sol și, în comparație

cu γ – HCH se descompun mult mai lent, ceea ce conduce la geo-acumularea lor în diferite habitate. Însă, conform proprietăților insecticide γ – HCH dispune de o acțiune mult mai pronunțată în comparație cu α și β – HCH.

Izomerii – HCH sunt greșit considerați „inactivi”, prezentând un pericol ecotoxicologic și igienic, fiind rapid absorbiți în tractul gastrointestinal și acumulați în țesuturile lipofile ale animalelor și, desigur, ale oamenilor. Gradul de acumulare în aceste țesuturi fiind prezentat astfel: β - HCH > α - HCH > γ - HCH. Comparativ cu alți compuși organoclorurați, HCH se caracterizează prin volatilitate înaltă și persistență mai scăzută în sol [65].

Concentrații mai ridicate ale izo-HCH în zonele agricole în comparație cu rezultatele noastre, demonstrează cercetările din Mexica, acestea denotând concentrații ale izo- HCH α - γ , respectiv, de 0,6 - 1,8 $\mu\text{g}/\text{kg}$, fără a depăși CMA [212]. În România (Târgul Frumos), în probele de sol au fost detectate reziduuri de pesticide izo - HCH și DDT, ce s-au încadrat la nivelul extrem al limitei maxime admisibile de 0,01 mg/kg [49]. În Spania (regiunea A Coruna), în urma studiilor efectuate, cercetătorii au constatat în solurile agricole concentrații de HCH sumar în limitele 0,001- 2,305 mg/kg [134].

Conținutul reziduurilor de diclordifeniltricloretan (DDT) și al metaboliților săi diclordifenildiclorometilmetan (DDD) și diclordifenildicloretilen (DDE) în solurile Republicii Moldova a devenit o problemă din cauza utilizării abuzive al acestora în trecut, precum și din cauza caracterului ubicvist al acestora. Din aceste considerente, reziduurile pesticidelor în cauză au fost depistate în toate siturile de cercetate (Tab. 4.2.). Conform datelor din literatură [65] derivatele DDD și DDE se descompun foarte greu și dispun de același spectru de toxicitate ca și DDT.

Rezultatele investigațiilor efectuate de noi denotă faptul că concentrația pesticidului DDT și a metaboliților săi (o, p' - DDD; p, p' – DDD; o, p', - DDT; p, p' - DDT și p, p' - DDE), variază în dependență de situl de cercetare, aceștia cuprinzând valori între minim - o, p', - DDT $\mu\text{g}/\text{kg}$ și maxim - 14,22 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Comparând siturile de cercetare, cele mai mici concentrații ale DDT - ului și metaboliților săi (DDD și DDE) au fost înregistrate în mostrele de sol din situl „forestier”, pe când cele mai mari - în situl „agricol”.

Dintre metaboliții DDT - lui, cele mai mici concentrații înregistrează metabolitul o,p' DDD. Spre exemplu, în siturile „forestier” și „transport auto” conținutul acestuia a fost mai mic decât limita de detecție < 0,001 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Cele mai mari valori au fost înregistrate în situl „agricol” (0,054±0,046 $\mu\text{g}/\text{kg}$) cu o tendință de depășire față de situl „forestier” de 0,053 $\mu\text{g}/\text{kg}$, diferența fiind nesemnificativă. Derivatul DDD, este mult mai puțin stabil în sol, însă pentru organisme vii și pentru microorganismele din sol acesta este mai toxic decât DDT.

Tabelul 4.2. Conținutul reziduurilor de DDT și a metaboliților săi în sol (0-25 cm), $\mu\text{g/kg}$

Denumirea siturilor experimentale	Concentrația medie, $M \pm m$	d	t_d	P
o,p' DDD				
Situl „forestier”	< 0,001	-	-	-
Situl „agricol”	$0,054 \pm 0,046$	0,053	1,15	> 0,1
Situl „transport auto”	< 0,001	-	-	-
p,p' DDD				
Situl „forestier”	$0,088 \pm 0,036$	-	-	-
Situl „agricol”	$0,919 \pm 0,217$	0,831	3,78	< 0,001
Situl „transport auto”	$0,348 \pm 0,112$	0,260	2,22	< 0,05
o,p' DDT				
Situl „forestier”	$0,186 \pm 0,053$	-	-	-
Situl „agricol”	$1,326 \pm 0,448$	1,140	2,53	< 0,05
Situl „transport auto”	$0,564 \pm 0,105$	0,378	3,16	< 0,01
p,p' DDT				
Situl „forestier”	$1,008 \pm 0,294$	-	-	-
Situl „agricol”	$2,727 \pm 0,591$	1,719	2,60	< 0,05
Situl „transport auto”	$1,652 \pm 0,548$	0,644	1,05	> 0,1
p,p' DDE				
Situl „forestier”	$1,568 \pm 0,436$	-	-	-
Situl „agricol”	$3,494 \pm 0,970$	1,926	1,81	< 0,1
Situl „transport auto”	$2,467 \pm 0,764$	0,899	0,97	> 0,1
suma DDT				
Situl „forestier”	$2,852 \pm 0,749$	-	-	-
Situl „agricol”	$8,502 \pm 1,380$	5,650	3,59	< 0,001
Situl „transport auto”	$5,182 \pm 1,172$	2,330	1,67	< 0,1
CMA	100	-	-	-

Notă – limita detectabilă = 0,001 $\mu\text{g/kg}$

Spre deosebire de o, p', - DDD, metabolitul p, p' DDD a fost depistat în toate siturile de cercetare în concentrații de la < 0,001 până la maxim 2,860 $\mu\text{g/kg}$. Cele mai mici valori ale p, p' DDD, au fost constatate în situl „forestier” cu concentrații medii de $0,088 \pm 0,036$ $\mu\text{g/kg}$; concentrații semnificativ mai mari față de situl „forestier”, au fost depistate în probele de sol din situl „agricol”, cu valori de $0,919 \pm 0,217$ $\mu\text{g/kg}$, și în cel din „transport auto” cu $0,348 \pm 0,112$ $\mu\text{g/kg}$, acestea din urmă fiind mai mari față de situl martor, respectiv, cu 0,831 și 0,260 $\mu\text{g/kg}$ sau de 10,4 și 4,0 ori ($t_d=3,78$ și 2,22; $P<0,001$ și 0,05).

În ceea ce privește metaboliții o, p' DDT și p, p' DDT, aceștia au fost depistați în toate siturile cercetate, mostrele de sol conținând reziduuri ale acestora în limitele: o, p DDT de la < 0,001 până la 5,820 $\mu\text{g/kg}$ și pentru p, p DDT de la 0,011, până la 7,550 $\mu\text{g/kg}$. Comparând

siturile de studiu, am constata că cea mai mare concentrație a metaboliților o, p' DDT și p, p' DDT a fost înregistrată în stratul de sol prelevat din situl „agricol” ($1,326 \pm 0,448$ și $2,727 \pm 0,591$ $\mu\text{g/kg}$). Concentrația a fost semnificativ mai mare, comparativ cu cel din situl „forestier” ($0,186 \pm 0,053$ și $1,008 \pm 0,294$ $\mu\text{g/kg}$), respectiv, cu $1,140$ și $1,719$ $\mu\text{g/kg}$ ($t_d = 2,53$ și $2,60$; $P < 0,05$ și $0,05$). Și în situl „transport auto”, concentrația metabolitului o, p DDT a fost semnificativ mai mare, comparativ cu situl „forestier”, și anume cu $0,378$ $\mu\text{g/kg}$ ($t_d = 3,16$; $P < 0,01$), însă, nu putem spune același lucru despre concentrația p, p' DDT, care practic nu are o diferență semnificativă față de situl „forestier”.

Rezultatele cercetărilor denotă faptul că, dintre metaboliții DDT - ului, anume p, p' DDE este metabolitul dominant în stratul de sol al cenzelor cercetate. Aceasta se explică și prin faptul că DDE - ul, spre deosebire de ceilalți metaboliți, este mult mai persistent în mediul ambiant, având proprietatea de a se bioacumula. Comparând siturile de studiu, am constatat că cele mai mari concentrații de p,p' DDE, au fost decelate în situl „agricol” ($3,494 \pm 0,970$ $\mu\text{g/kg}$) și în cel „transport auto” ($2,467 \pm 0,764$ $\mu\text{g/kg}$), concentrația acestui metabolit în situl „agricol” fiind mai mare cu $1,926$ $\mu\text{g/kg}$ ($t_d = 1,81$; $P < 0,1$), comparativ cu situl „forestier”.

În ceea ce privește reziduurile ΣDDT în siturile de cercetare, observăm că conținutul compușilor DDT predomină în solurile din situl „agricol”, unde 62,8% sunt terenuri arabile. Concentrația medie a ΣDDT în această sit a constituit $8,502 \pm 1,380$ $\mu\text{g/kg}$, fiind semnificativ mai mare, în comparație cu cea din situl „forestier” - $5,650$ $\mu\text{g/kg}$ sau de 2,98 ori mai mare ($t_d = 3,59$; $P < 0,001$). Rezultate asemănătoare au fost constatate de Tărbuță A., 1998 [65], care a demonstrat că conținutul de DDT și a metaboliților săi este mai ridicat (circa de 1,6 - 2,0 ori) în solurile agroecozelor în comparație cu ecosistemele silvice.

Concentrațiile de DDT determinate de noi în stratul de sol 0-25 cm al sitului „transport auto”, 22,6% din suprafața căruia o constituie terenurile arabile, au înregistrat valori medii de $5,182 \pm 1,172$ $\mu\text{g/kg}$, având o tendință de depășire a indicilor din situl „forestier”.

Mai evident, diagrama privind conținutul pesticidelor organoclorurate în sol poate fi vizualizată în Figura 4.5.

Analizând rezultatele cercetărilor, observăm că nici una din concentrațiile medii ale DDT sumar în sol din siturile de studiu, nu depășesc valoarea CMA (100 $\mu\text{g/kg}$) în sol. Totodată, concentrațiile medii mai sporite ale DDT - ului în situl „agricol” se explică prin faptul că în raza de 3 km, care include 62,8% terenuri arabile, a rămas amprenta unui depozit de pesticide, care a fost evacuat cu mai mult de 30 ani în urmă. De aceea, în această sit încă mai sunt reziduuri de pesticide organoclorurate care, dispunând de o activitate biologică înaltă, vor circula încă mult timp în componentele mediului. Astfel, proba de sol prelevată de pe teritoriul fostului depozit de chimicale a înregistrat următoarea concentrație de substanțe organoclorurate: α - HCH - $14,20$

$\mu\text{g/kg}$, β -HCH - 35,51 $\mu\text{g/kg}$, γ -HCH - 23,6 $\mu\text{g/kg}$; p,p' DDE – 421,30 $\mu\text{g/kg}$; o, p' DDD – 222,48 $\mu\text{g/kg}$; p, p' DDD – 130,17 $\mu\text{g/kg}$; o, p' DDT – 778,69 $\mu\text{g/kg}$; p, p' DDT - 6499,41 $\mu\text{g/kg}$. În lipsa informațiilor corespunzătoare, agricultorii cultivă pe locul unde a fost cândva depozitul de pesticide diverse culturi agricole care, evident, pot prezenta un real pericol de impact nociv asupra sănătății umane și animale.

Prezența reziduurilor de pesticidele organoclorurate precum sunt HCH și DDT în solurile agricole (100 - 300 m de la depozitul de pesticide), au fost constatate și de alți cercetători [35]. Conform datelor acestora, ΣHCH varia între 0,007 și 0,784 mg/kg, iar ΣDDT între 0,001 și 0,898 mg/kg.

În Polonia și Kazahstan conținutul compușilor DDT variază între 0,005 și 0,542 mg/kg, izomerii p,p' fiind, de asemenea, întâlniți mai frecvent decât omologii lor o,p' [178].

Concentrații mai ridicate de DDT comparativ cu rezultatele noastre, au fost depistate în solurile din Mexic [212], pentru metaboliții DDT - ului: p, p' DDE 1,0 $\mu\text{g/kg}$; o, p' DDT 16,1 $\mu\text{g/kg}$; p, p' DDT 38,0 $\mu\text{g/kg}$, cu depășiri semnificative ale CMA.

După cum observăm, între concentrațiile DDT, DDE și DDD există o legătură strânsă, deoarece toate aceste substanțe dispun de o stabilitate mare și, respectiv, o perioadă lungă de viață. Totodată, metabolitul dominant este p, p' DDE, iar conținutul DDD-lui este cu mult mai mic în comparație cu valoarea DDE-lui.

Generalizând rezultatele cercetărilor noastre, putem concluda că după zeci de ani de la interzicerea folosirii pesticidelor organoclorurate pe teritoriul Republicii Moldova, reziduurile acestora mai persistă în unele locuri din siturile agricole și, probabil, vor mai circula mult timp în siturile fostelor depozite de chimicale.

Referitor la rezultatele privind concentrația pesticidelor organoclorurate (ΣHCH și ΣDDT) în probele de apă prelevate din cele 3 situri de cercetare, nu au fost înregistrate valori ce depășesc limita de detecție a aparatului (0,001 $\mu\text{g/l}$.)

Prin urmare, având în vedere rezultatele cercetărilor privind conținutului reziduurilor de pesticide organoclorurate în principalele componente ale mediului (sol, apă) din siturile cercetate, putem concluziona că acestea (componentele) nu sunt poluate, întrucât valorile medii ale concentrațiilor de pesticide nu depășesc concentrația maxim admisibilă stabilită de normele în vigoare.

4.1.2. Conținutul reziduurilor de pesticide organoclorurate, organofosforice și piretroide în produsele apicole

Conținutul reziduurilor de pesticide organoclorurate în produsele apicole

Pesticidele din mediul ambiant pot impurifica polenul plantelor prin intermediul aerului, apei, solului și plantelor. Pentru evaluarea situației ecologice în cele 3 situri de cercetare, au fost prelevate probe de albine, polen și miere, care ulterior au fost supuse analizelor de laborator, cu scopul de a detecta conținutul de pesticide organoclorurate, cum sunt: HCH - ul și izomerii săi ($-\alpha$, $-\beta$, $-\gamma$) și DDT-ul și metaboliții săi (o, p' - DDD; p, p' - DDD; o, p, - DDT; p, p' - DDT și p, p' - DDE).

Prezența reziduurilor de pesticide precum sunt HCH și izomerii săi și DDT și metaboliții săi, nu au fost înregistrată în probele de albine analizate din siturile de cercetare („forestier”, „agricol” și cel „transport auto”), valorile acestora fiind mai mici de limita de detecție ($< 0,001 \mu\text{g/kg}$).

Rezultatele cercetărilor privind conținutul reziduurilor de pesticide organoclorurate în polenul prelevat pentru analiză în cele trei situri de studiu („forestier”, „agricol”, „transport auto”) au demonstrat (Tab. 4.3) lipsa HCH și a izomerilor săi în situl „forestier” și „transport auto”. Iar prezența izo - HCH în situl „agricol” a variat de la minim $< 0,001$, până la maxim $0,092 \mu\text{g/kg}$. Spre exemplu, cele mai mari concentrații a înregistrat izomerul β - HCH ($0,025 \pm 0,008 \mu\text{g/kg}$), urmat de izomerul α - HCH ($0,008 \pm 0,002 \mu\text{g/kg}$), iar cele mai mici valori a înregistrat izomerul γ - HCH ($0,006 \pm 0,001 \mu\text{g/kg}$).

În rezultat, suma HCH, înregistrează concentrații medii de $0,039 \pm 0,005 \mu\text{g/kg}$ în probele de polen din situl „agricol”. Deci, suma HCH denotă valori semnificative de $0,038 \mu\text{g/kg}$, acestea fiind mai mari față de siturile „forestier” și „transport auto” ($t_d=7,6$; $P<0,001$). Totodată ținem să menționăm faptul că aceste concentrații sunt cu mult sub nivelul LMA, conform normelor în vigoare.

Concentrația reziduurilor de pesticide DDT și a metaboliților săi în probele de polen analizate din toate cele trei situri de cercetare, a variat în dependență de site (Tab. 4.4.).

Concentrația DDD - ului, în toate siturile a înregistrat valori sub limita de detecție a aparatului ($< 0,001 \mu\text{g/kg}$). De asemenea, concentrația o, p DDT în probele de polen din siturile „forestier” și „transport auto”, a înregistrat valori mai mici de $< 0,001 \mu\text{g/kg}$. Totodată, probele de polen din situl „agricol” au înregistrat valori de la 0,27 până la $0,99 \mu\text{g/kg}$, media fiind de $0,634 \pm 0,071 \mu\text{g/kg}$, cu o diferență de $0,63 \mu\text{g/kg}$ în comparație cu situl „forestier” ($t_d = 9,0$; $P < 0,001$).

Prezența p, p' DDT - ului, a fost constatată în toate probele de polen colectat din siturile analizate, înregistrând și cele mai mari concentrații dintre toți metaboliții DDT - ului, acestea variind în dependență de sit - de la minim 0,384 (situl „forestier”) până la $4,360 \mu\text{g/kg}$ (situl „agricol”).

Tabelul 4.3. Conținutul reziduurilor de izo - HCH și a izomerilor săi în polen, μg/kg

Denumirea sitului experimentale	Concentrația medie, $M \pm m$	d	t_d	P
α – HCH				
Situl „forestier”	<0,001	-	-	-
Situl „agricol”	$0,008 \pm 0,002$	0,007	3,5	< 0,001
Situl „transport auto”	<0,001			
β – HCH				
Situl „forestier”	<0,001			
Situl „agricol”	$0,025 \pm 0,008$	0,024	3,0	< 0,01
Situl „transport auto”	<0,001			
γ - HCH (lindan)				
Situl „forestier”	<0,001	-	-	-
Situl „agricol”	$0,006 \pm 0,001$	0,005	5,0	< 0,001
Situl „transport auto”	<0,001	-	-	-
suma HCH				
Situl „forestier”	<0,001			
Situl „agricol”	$0,039 \pm 0,005$	0,038	7,6	< 0,001
Situl „transport auto”	<0,001			
LMA, СанПиН*	10			

Remarcă: *Normele UE nu reglementează conținutul pesticidelor în polen

Cele mai mari concentrații ale p, p' DDT-ului au fost depistate în polenul colectat din situl „agricol” ($2,892 \pm 0,266$ μg/kg) și situl „transport auto” ($1,824 \pm 0,302$ μg/kg), acestea fiind semnificativ mai ridicate față de situl martor - respectiv, cu 2,17 și 1,10 μg/kg ($t_d=7,72$ și 3,54; $P < 0,001$).

Metabolitul p,p' DDE a fost înregistrat, de asemenea, în toate probele de polen prelevate din siturile analizate. Concentrația acestui pesticid varia de la 0,074 μg/kg în situl „forestier” până la 1,9 μg/kg în situl „agricol”. Cele mai mari concentrații medii în polen au fost constatate în situl „agricol” ($0,801 \pm 0,113$ μg/kg), urmat de situl „transport auto” ($0,341 \pm 0,060$ μg/kg) acești indicatori fiind, respectiv, cu 0,58 și 0,12 μg/kg mai înalți față de situl „forestier” ($t_d=4,83$ și 1,62; $P < 0,001$ și 0,1).

În rezultat, calculând suma totală y,p' - DDX (suma -y,p DDD; y,p' DDT; p,p' DDE), am constatat că cele mai ridicate concentrații ale acestui pesticid în probele de polen au fost înregistrate în situl „agricol” ($4,501 \pm 0,293$ μg/kg), urmat de situl „transport auto” ($2,084 \pm 0,351$ μg/kg), acestea fiind și semnificativ mai mari - respectiv cu 3,55 și 1,14 μg/kg - decât cele din situl „forestier” ($t_d=11,54$ și 3,14; $P < 0,001$ și 0,01).

Tabelul 4.4. Conținutul reziduurilor DDT și a metaboliților săi în polen, μg/kg

Denumirea siturilor experimentale	Concentrația medie, $M \pm m$	d	t_d	P
Σ - DDD (o,p' - DDD; p,p' - DDD)				
Situl „forestier”	< 0,001	-	-	-
Situl „agricol”	< 0,001	-	-	-
Situl „transport auto”	< 0,001	-	-	-
o,p DDT				
Situl „forestier”	< 0,001	-	-	-
Situl „agricol”	$0,634 \pm 0,071$	0, 63	9,0	< 0,001
Situl „transport auto”	< 0,001	-	-	-
p,p' DDT				
Situl „forestier”	$0,721 \pm 0,090$	-	-	-
Situl „agricol”	$2,892 \pm 0,266$	2,17	7,72	< 0,001
Situl „transport auto”	$1,824 \pm 0,302$	1,10	3,54	< 0,001
p,p' DDE				
Situl „forestier”	$0,224 \pm 0,045$	-	-	-
Situl „agricol”	$0,801 \pm 0,113$	0,58	4,83	< 0,001
Situl „transport auto”	$0,341 \pm 0,060$	0,12	1,62	< 0,1
Σ - y,p' - DDX (suma -y,p' DDD; y,p' DDT; p,p' DDE)				
Situl „forestier”	$0,947 \pm 0,093$	-	-	-
Situl „agricol”	$4,501 \pm 0,293$	3,55	11,54	< 0,001
Situl „transport auto”	$2,084 \pm 0,351$	1,14	3,14	< 0,01
LMA *	10	-	-	-

Notă – limita determinării – 0,001 μg/kg; Remarcă: *- СанПиН 2.3.2.1078-01[80]

Concentrații cu mult mai semnificative, în comparație cu cele obținute de noi, au fost constatate în cadrul unor cercetări efectuate în Turcia [173]. Astfel, în probele de polen analizate în 10 din 13 substanțe organoclorurate s-au înregistrat niveluri detectabile și destul de ridicate. Spre exemplu, metaboliții: p,p' DDT; o,p' DDD; o,p' DDT și p,p' DDE au avut concentrații de, respectiv, 1,12; 25,72; 24,66 și 6,12 μg/kg.

În concluzie, putem constata faptul, că conținutul de HCH sumar în probele de polen din siturile „forestier” și „transport auto” au înregistrat concentrații mai mici de < 0,001 μg/kg, iar cele mai mari concentrații medii au fost detectate în probele de polen din situl „agricol” cu valori de $0,039 \pm 0,005$ μg/kg. De asemenea, și conținutul DDT și metaboliților săi a înregistrat cele mai mari concentrații în polenul din situl „agricol” (Σ DDT - $4,501 \pm 0,293$ μg/kg). Însă niciunul din pesticidele menționate nu depășesc LMA (10 μg/kg) stabilită pentru polen [80].

În conformitate cu planul cercetărilor, în anul 2011 de studiu, au fost analizate probe de miere din 10 situri ale Republicii (sud, centru și nord), privind conținutul de pesticide organoclorurate (HCH (α , β , γ) și DDT (DDT+DDE). Rezultatele cercetărilor nu au înregistrat concentrații detectabile în toate probele de miere analizate.

Conținutul reziduurilor de pesticide în probele de miere cercetate (anul 2013) în cele trei situri de studiu s-a dovedit a fi mult mai scăzut față de polen. Analiza datelor de laborator privind conținutul reziduurilor de pesticide organoclorurate (HCH (α , β , γ) și DDT (DDT+DDE) în mostrele de miere din toate siturile de cercetare nu au înregistrat concentrații detectabile $< 0,001 \mu\text{g/kg}$ (Tab. 4.5.). Limita maximă admisibilă stabilită atât de Standardele Europene (European Honey Directive) [143], cât și de cele Internaționale (Codex Alimentarius Standard of F.A.O./O.M.S Commission) [142] este de $10 \mu\text{g/kg}$ pentru izomerii HCH și $50 \mu\text{g/kg}$ pentru suma DDT.

Lipsa concentrațiilor detectabile a reziduurilor de pesticide în miere este explicată de unii autori prin faptul unei filtrări efective de către albine. Conform acestor ipoteze, albinele scad concentrațiile de pesticide în nectarul inițial ridicat, astfel încât concentrația finală în miere este cu mult mai mică [128].

Studiile europene demonstrează că mierea are contribuție minimă la doza zilnică de consum uman de pesticide admisă de normele UE.

Cercetările din România (17 regiuni) [147] privind conținutul reziduurilor de DDT și a metabolizilor săi în probele de miere (salcâm și tei) au înregistrat concentrații de la 0,003, până la 0,014 mg/g, lindanul înregistrând concentrații între 0.01 și 0.225 mg/g. Totodată, cercetările din Portugalia și Spania [122] privind conținutul reziduurilor de DDT în miere au demonstrat că acestea variază de la 0.020 până la 0.658 mg/kg. Unele studii europene [127] denotă concentrații în miere ale insecticidelor de la 0,005 mg/kg până la 0,050 mg/kg.

Respectând dreptul acestor autori la ipoteze, noi avem o opinie separată, dedusă din rezultatele cercetărilor noastre. În cazul în care albinele ar filtra pesticidele din miere, acestea (pesticidele) s-ar acumula în corpul albinelor. În cercetările noastre acest fenomen nu s-a înregistrat, deoarece concentrația pesticidelor în corpul albinelor în toate siturile cercetate a fost sub limita detectabilă, prin urmare, nu există temei pentru susținerea ipotezei autorilor sus menționați. În acest context, opinia noastră separată are în vedere lipsa concentrației detectabile de pesticide în mierea cercetată, ce se explică prin lipsa acestora în nectar și apă, precum și prin concentrațiile extrem de mici, cu mult sub normele maxime admisibile în polen și în sol.

Cercetătorii din nord-vestul Bosniei [184] au înregistrat concentrații ale pesticidelor organoclorurate, inclusiv DDT și HCH, mai mici de $< 0,001 \text{ mg/kg}$. La fel și în mierea produsă în Columbia [177] se constată concentrații mai mici decât limita de detecție, în ceea ce privește conținutul de DDT - sumar, pe când concentrațiile reziduurilor de γ - HCH ($0,016 \text{ mg/kg}$) depășește LMA.

Generalizând cercetările privind conținutul de pesticide în miere, putem concluda că acesta depinde de calitatea componentelor mediului (sol, apă, floră) din care au fost culese materiile prime ale mierii (nectarul) și hrana proteică a albinelor (polenul).

Prin urmare, inofensivitatea mierii privind reziduurile de pesticide depinde de sursa în raza căruia albinele melifere își desfășoară activitatea de zbor productiv. Din acest punct de vedere, pentru apicultorul deținător de stupină este deosebit de important de a efectua o evaluare prealabilă a sitului în ceea ce privește conținutul de pesticide în flori și nectar. Elaborarea unui procedeu accesibil și eficient de evaluare a nivelului de poluare a mediului ambiant cu pesticide devine o problemă extrem de actuală.

Conținutul reziduurilor de pesticide organofosforice și piretroide în produsele apicole

Conținutul reziduurilor de pesticide organofosforice (carbofuran, carbaril, malation, coumafos) și piretroide (trans - permetrin, cipermetrin, alfa - cipermetrin și deltametrin) a fost analizat în probele de albine, polen și miere colectate din sursele „forestier”, „agricol” și „transport auto”.

Rezultatele cercetărilor privind conținutul pesticidelor organofosforice și piretroide în probele de albine și polen colectate din cele trei surse de studiu au demonstrat lipsa acestora atât în corpul albinelor, cât și în probele de polen. În niciuna din probele analizate nu au fost depistate concentrații detectabile $> 0,01 \mu\text{g/kg}$.

Menționăm că doza letală (LD_{50}) de cipermetrină este de $0,02 \mu\text{g/albină}$ și de deltametrină – de $0,001 \mu\text{g/albină}$ [16].

Conținutul reziduurilor de pesticide organofosforice, precum sunt: carbofuran, carbaril, malation, coumafos a fost analizat în mostrele de miere colectate din cele trei surse de studiu („forestier”, „agricol”, „transport auto”). Rezultatele cercetărilor au demonstrat că toate probele de miere analizate nu au înregistrat concentrații detectabile ($> 0,01 \mu\text{g/kg}$) ale acestor pesticide.

Asemenea studii au fost efectuate și de cercetătorii din Turcia [173]. Ca rezultat, din 16 probe de miere analizate, doar o singură probă de polen a înregistrat concentrații detectabile de pesticide organofosforice, precum sunt malationul și coumafosul, în doze foarte mici, respectiv de $0,007$ și $0,001 \text{mg/kg}$. Iar în probele de miere nu au fost constatate reziduurile acestora.

Rezultate asemănătoare cu ale noastre a obținut și cercetătorul din Malaysia [182] care, de asemenea, nu a înregistrat concentrații detectabile de pesticide organofosforice în miere.

Concentrații cu mult mai semnificative în probele de miere, în comparație cu rezultatele noastre, au constatat cercetătorii greci [118]. Aceștia au înregistrat în probele de miere colectate din mai multe zone agricole ale Greciei (nord, centru și sud) prezența reziduurilor de pesticide

organofosforice (coumafos și clorpirifos) – variind, respectiv, între concentrația de 0,10-4,80 $\mu\text{g/kg}$ și 0,70-0,89 $\mu\text{g/kg}$.

Conform planului de cercetări, am analizat conținutul de pesticide piretroide în mierea colectată din toate cele trei zone de studiu (Tab. 4.6.).

Tabelul 4.6. Conținutul reziduurilor de pesticide piretroide în miere, $\mu\text{g/kg}$

Denumirea sitului experimental	Concentrația medie, $M \pm m$	d	t_d	P
trans - permetrin				
Situl „forestier”	< 0,01	-	-	-
Situl „agricol”	$9,1 \pm 0,45$	9,09	20,0	< 0,001
Situl „transport auto”	< 0,01	-	-	-
cipermetrin				
Situl „forestier”	< 0,01	-	-	-
Situl „agricol”	$7,63 \pm 0,30$	7,62	25,4	< 0,001
Situl „transport auto”	< 0,01	-	-	-
alfa - cipermetrin				
Situl „forestier”	< 0,01	-	-	-
Situl „agricol”	$14,86 \pm 0,92$	14,85	18,31	< 0,001
Situl „transport auto”	< 0,01	-	-	-
deltametrin				
Situl „forestier”	< 0,01	-	-	-
Situl „agricol”	$18,73 \pm 1,16$	18,72	16,14	< 0,001
Situl „transport auto”	< 0,01	-	-	-
CMA, UE	20	-	-	-

Rezultatele cercetărilor noastre au demonstrat că în siturile „forestier” și „transport auto” nu a fost depistată prezența compușilor piretroidali în probele de miere. Totodată, în probele colectate în situl „agricol” au fost înregistrate diferite concentrații ale reziduurilor piretroidali. Printre acestea au fost compușii trans - permetrin ($9,1 \pm 0,45 \mu\text{g/kg}$), cipermetrin ($7,63 \pm 0,30 \mu\text{g/kg}$) și alfa - cipermetrin ($14,86 \pm 0,92 \mu\text{g/kg}$), care au înregistrat concentrații semnificativ mai mari față de situl „forestier”, respectiv cu 9,09; 7,62 și 14,85 $\mu\text{g/kg}$ ($P < 0,001$). Din piretroide, cele mai semnificative valori, față de celelalte zone, a înregistrat deltametrinul ($18,73 \pm 1,16 \mu\text{g/kg}$) ($t_d = 16,14$; $P < 0,001$). Ținem să menționăm faptul că concentrația de deltametrin înregistrată de noi este una alarmantă, deoarece nivelul se apropie periculos de LMA (20 $\mu\text{g/kg}$) stabilită de normele UE și prezintă un potențial pericol în ceea ce privește inofensivitatea mierii. Această situație se explică prin faptul că pesticidul deltametrin este folosit pe larg la tratarea unui șir de terenuri agricole, grădini, sere, unde sunt cultivate culturi precum: castraveți, tomate, ardei, varză, mazăre, pomi fructiferi, plante ornamentale etc. Situația dată este caracteristică pentru

Republica Moldova, țară în care se practică pe larg cultivarea legumelor atât pe teren deschis, cât și în sere.

Menționăm faptul că toate piretriodele analizate de noi sunt incluse în „Registrul de Stat al produselor de uz fitosanitar, permise pentru utilizare în Republica Moldova (2009)” [55].

Prezența piretroidelor sus menționate în mierea din alte zone ale republicii a fost confirmată și de alte cercetări (2013), care au constatat concentrații peste LMA de la 1,6 până la 32,0 $\mu\text{g/kg}$. Și în acest caz concentrația maximă a fost înregistrată pentru deltametrin, ceea ce denotă faptul că acest piretroid este pe larg folosit la tratarea plantelor în Republica Moldova.

Conform Raportului tehnic al laboratoarelor de cercetare „GreenPeace”, atât deltametrinul, cât și cipermetrinul sunt insecticide folosite în mod curent la nivel mondial. Totodată, această organizație internațională califică cu prioritate cipermetrinul și deltametrinul ca insecticide chimice nocive pentru albine, incluse în lista celor șapte preparate ale căror utilizare ar trebui limitată [16].

În concluzie, menționăm că pesticidele organofosforice și piretroide nu au fost detectate în probele de albine și polen cercetate sau au înregistrat în cazul probelor de miere analizate concentrații mici (cu excepția deltametrinului), motivul principal fiind faptul că nu sunt stabile în mediul ambiant.

Generalizând rezultatele acestui subcapitol, putem concluziona că concentrațiile de pesticide piretroide înregistrate în probele de miere nu depășesc LMA, conform normelor UE, prin urmare, nu prezintă vreun pericol pentru albine. Deci, mediul ambiant din siturile evaluate de noi nu este poluat cu pesticide organofosforice și piretroide.

4.2. Relația poluanților din mediul ambiant cu albina meliferă și produsele ei

Actualmente, se acordă o atenție deosebită studiului privind proprietățile metalelor grele, migrarea lor în mediul ambiant și prezența reziduurilor în produsele alimentare, inclusiv în produsele apicole. Proprietatea fundamentală a metalelor grele este pătrunderea lor în mediul ambiant, migrarea și acumularea în lanțurile trofice. Totodată, pătrunderea metalelor grele și pesticidelor în mediul nostru de viață contaminează lanțurile trofice, care pot fi mai simple sau mai complicate. Spre exemplu:

- Aer – sol – apă – plante – om
- Aer – sol – apă – plante – animale – om

De-a lungul acestor lanțuri trofice se produce efectul de amplificare biologică a poluanților, adică creșterea concentrației și toxicității lor.

În privința acumulării mai intense a metalelor grele în cadrul unei sau altei verigi din lanțul trofic (albine–polen–miere), există multe dispute. Unele cercetări demonstrează

acumularea mai intensă a metalelor grele în țesutul corpului albinelor și mai redusă în produsele apicole. Spre exemplu, conținutul înalt de *Cu* în corpul albinelor este interpretat de către autori drept o dovadă a acumulării acestui element în corpul acestora [101].

Analizând conținutul MG în albine și produsele lor, am depistat schimbări de concentrații la trecerea de la o verigă la alta prin lanțul trofic: sol – flori – albine – polen – miere (Fig. 4.1–4.6).

Rezultatele cercetărilor demonstrează că propolisul acumulează mai mult *Pb*, spre deosebire de albine și produsele lor. În toate siturile de cercetare, cele mai semnificative concentrații atât de *Pb*, cât și de *Cd* au fost depistate în probele de propolis, și anume în probele din siturile „transport auto” și „industrial”. Asemenea rezultate au fost constatate și de Formicki Gh. et al., 2013 [161] în urma experimentelor efectuate în mai multe regiuni din Polonia.

În urma cercetărilor efectuate (Tab. 4.7) pe parcursul anilor de studiu, am constatat că, odată cu creșterea concentrației de *Pb* în sol, crește și concentrația acestuia în întreg lanțul trofic (flori – albine – polen – miere – propolis). Observăm că acumularea *Pb* în flori este influențată de concentrația acestuia în sol. Cu toate că nu întotdeauna există o corelație directă între acești indicatori, ei depinzând de mobilitatea metalului și nivelul de asimilare a acestuia de către plante.

Cele mai esențiale concentrații de *Pb* în sol au fost depistate în situl „industrial”, urmat de situl „transport auto” și de cel „agricol”, iar cele mai mici concentrații – în situl „forestier”. Ținem să menționăm faptul că niciuna din concentrațiile medii de *Pb*, atât în componentele mediului, cât și în corpul albinelor și produsele lor, nu depășește limitele maxime admisibile stabilite pentru fiecare component în parte.

Din rezultatele obținute, observăm că propolisul este un bun acumulator de *Pb*. Acesta este adunat de către albine din diferite componente ale mediului, inclusiv din diferite deșeuri rășinoase, din asfaltul traseelor auto etc. Din aceste considerente, nu putem face concluzii obiective privind gradul de poluare a mediului ambiant după conținutul de *Pb* în acest produs apicol.

Prin urmare, reieșind din datele obținute, noi nu putem afirma că mediul ambiant în siturile cercetate este poluat cu acest metal.

În majoritatea zonelor de studiu, concentrația de *Pb* în corpul albinelor este mai înaltă decât concentrația acestuia în polen și miere, în ambii ani de cercetare. Spre exemplu, în anul 2012, în corpul albinelor din situl „agricol” au fost înregistrate concentrații medii de $0,305 \pm 0,025$ mg/kg, pe când în polen – $0,267 \pm 0,024$ mg/kg și în probele de miere – $0,023 \pm 0,002$ mg/kg. Totodată, în situl „forestier”, numit și situl de fond, concentrația de *Pb* tinde să fie mai mare în probele de polen ($0,224 \pm 0,031$ mg/kg) și să scadă în corpul albinelor ($0,198 \pm 0,020$ mg/kg), respectiv în probele de miere ($0,017 \pm 0,001$ mg/kg). Acest fapt demonstrează că albinele

din siturile influențate de traficul auto, mediul urban și de industrie sunt expuse și mai mult riscului de poluare cu *Pb* decât cele din situl „forestier”.

Tabelul 4.7. Conținutul de *Pb* în lanțul trofic $M \pm m$, mg/kg

Comp.	Situl „forestier”	Situl „agricol”	Situl „transport auto”	Situl „industrial”	Norma, CMA/LMA	
					mg/kg	Standard
anul 2012						
Sol	-	-	-	13,53 ± 0,78	32,0	MD
Apă	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	0,05	MD
Flori	0,117 ± 0,025	0,211 ±0,020	0,228 ± 0,078	0,252 ± 0,029	0,3	UE
Polen	0,224 ± 0,031	0,267 ± 0,024	0,798 ± 0,061	0,840 ± 0,085	3,0	UE
Albine	0,198 ±0,020	0,305 ± 0,025	0,864 ± 0,080	0,995 ± 0,100	-	-
Miere	0, 017± 0,001	0,023 ± 0,002	0,138 ± 0,010	0,162± 0,021	0,2	UE
Propolis	2,28 ± 0,44	6,41 ± 0,75	8,11 ± 1,03	9,23 ± 1,08	20	UE
anul 2013						
Sol	11,34 ± 0,54	11,96 ± 0,78	13,12 ± 0,68	-	32,0	MD
Apă	< 0,001	< 0,001	< 0,001	-	0,05	MD
Flori	0,141 ± 0,025	0,178 ±0,018	0,197 ± 0,068	-	0,3	UE
Polen	0,176 ± 0,021	0,208 ± 0,020	0,717 ± 0,052	-	3,0	UE
Albine	0,142 ± 0,016	0,215 ± 0,022	0,809 ± 0,072	-	-	-
Miere	0,015 ± 0,001	0,019 ± 0,002	0,126 ± 0,011	-	0,2	UE
Propolis	2,85 ± 0,56	5,81 ± 0,55	8,67 ± 0,95	-	20	UE

Asemenea constatări au fost stabilite și de cercetătorii Fakhimzadem C. and Lodenius M., 2000 în mai multe regiuni din Finlanda [158]. De asemenea, cercetările efectuate de Cesco et al., 1994 în Italia au demonstrat că albinele au fost mai poluate cu *Pb* și *Cd* decât polenul [138]. În toate siturile de studiu concentrația de *Pb* prezintă valori medii mai ridicate în corpul albinelor în comparație cu concentrațiile medii în polen.

Principalele concluzii deduse din acest tabel, constau în faptul că, odată cu creșterea concentrației de *Pb* în sol, sporește semnificativ concentrația acestui metal în floră, corpul albinelor și produsele apicole (polen, miere, propolis). Spre exemplu, din datele anului 2013, observăm că, odată cu creșterea concentrației de *Pb* în sol – de la 11,34 $\pm$ 0,54 mg/kg în situl „forestier” până la 13,12 $\pm$ 0,68 mg/kg în situl „transport auto”, crește concentrația acestui metal în flori – de la 0,141 $\pm$ 0,025 mg/kg în situl „forestier” până la 0,469 $\pm$ 0,068 mg/kg în situl „transport auto”, în polen – de la 0,176 $\pm$ 0,021 mg/kg în situl „forestier” până la 0,717 $\pm$ 0,052 mg /kg situl „transport auto”, în corpul albinelor – de la 0,142 $\pm$ 0,016 mg/kg în situl „forestier” până la 0,809 $\pm$ 0,072 mg/kg, în miere – de la 0,015 $\pm$ 0,001 mg/kg în situl „forestier” până la 0,126 $\pm$ 0,011 mg/kg în situl „transport auto” și, respectiv, în propolis – de la 2,85 $\pm$ 0,56 mg/kg în situl de fond până la 8,67 $\pm$ 0,95 mg/kg în situl „transport auto”.

Concentrația *Pb* în sistemul menționat în diferite situri de cercetare poate fi vizualizat în figura. 4.1.

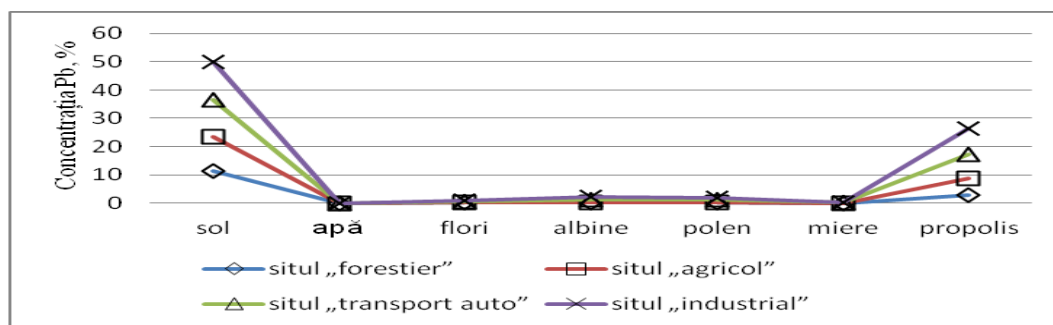


Figura 4.1 Concentrația *Pb* în sistem în situri cu diferit impact antropic

Prin urmare, analiza datelor sus-menționate demonstrează că între concentrația de *Pb* în sol și concentrația acestui metal în produsele apicole și corpul albinei există o corelație directă și pozitivă destul de strânsă.

Cercetările privind conținutul de *Cd* în sistemul menționat mai sus, atât în anul 2012, cât și anul 2013 de studiu, demonstrează, ca și în cazul plumbului, că, odată cu creșterea concentrației de *Cd* în sol, aceasta sporește și în flori – polen – corpul albinelor – miere – propolis (Tab. 4.8).

Tabelul 4.8. Conținutul de *Cd* în lanțul trofic $M \pm m$, mg/kg

Comp.	Situl „forestier”	Situl „agricol”	Situl „transport auto”	Situl „industrial”	Norma, LMA/LMA	
					mg/kg (I)	Standard
anul 2012						
Sol	-	-	-	0,239 ± 0,023	5,0	MD
Apă	<0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,0002	0,001	MD
Flori	0,021± 0,005	0,029 ±0,005	0,040 ± 0,014	0,057 ± 0,011	0,2	UE
Polen	0,026 ± 0,003	0,038 ± 0,003	0,043 ± 0,008	0,061 ± 0,010	1,0	UE
Albine	0,038 ± 0,005	0,070 ± 0,010	0,127 ± 0,010	0,195 ± 0,026	-	-
Miere	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	0,02	UE
Propolis	0,041 ± 0,007	0,054 ± 0,003	0,275 ± 0,026	0,402± 0,055	1,0	UE
anul 2013						
Sol	0,154 ± 0,008	0,170 ± 0,018	0,194 ± 0,014	-	5,0	MD
Apă	<0,0002	<0,0002	<0,0002	-	0,001	MD
Flori	0,019 ± 0,004	0,022 ± 0,006	0,031 ± 0,005	-	0,2	UE
Polen	0,018 ± 0,003	0,027 ± 0,002	0,036 ± 0,001	-	1,0	UE
Albine	0,029 ± 0,002	0,051 ± 0,009	0,119 ± 0,001	-	-	-
Miere	<0,005	<0,005	<0,005	-	0,02	UE
Propolis	0,038 ± 0,002	0,046 ± 0,003	0,150 ± 0,016	-	1,0	UE

Analizând rezultatele privind conținutul de *Cd* în lanțul trofic, observăm că, în ambii ani de cercetare, concentrația de *Cd* în corpul albinelor este mai mare decât concentrația de *Cd* din probele de polen și miere.

După cum am constatat, cu cât concentrația acestui element în produsele apicole crește, cu atât sporește și diferența între conținutul de *Cd* în corpul albinelor și produsele apicole. Spre exemplu, dacă în situl de fond concentrația de *Cd* în corpul albinelor o depășea pe cea din polen cu 46,15%, atunci în situl „transport auto” această depășire era de 95,35%, iar în situl „agricol” de 84,21% (anul 2012).

Rezultatele demonstrează o acumulare mai intensă a *Cd* în corpul albinelor care activează în siturile „industrial”, „transport auto” și „agricol”, mediul ambiant al acestora fiind expus unei poluări mai intense. Rezultate asemănătoare au fost înregistrate și în studiul efectuat de cercetătorul rus Ефименко, 2012 [84], conținutul de *Pb* și *Cd* în corpul albinelor dovedindu-se a fi mai mare în comparație cu concentrația acestora în polen și miere.

Din întreg lanțul trofic, observăm că probele de miere indică cele mai mici concentrații < 0,005 mg/kg, ceea ce demonstrează că albina meliferă reprezintă un adevărat filtru biologic, reținând în corpul ei o mare parte a poluanților din mediu (metale grele și pesticide) și, ca rezultat, obținându-se produse apicole ecologic curate.

Mai evident concentrația acestui poluant în sistem în diferite situri de cercetare poate fi vizualizată în diagrama de mai jos (Figura 4.2).

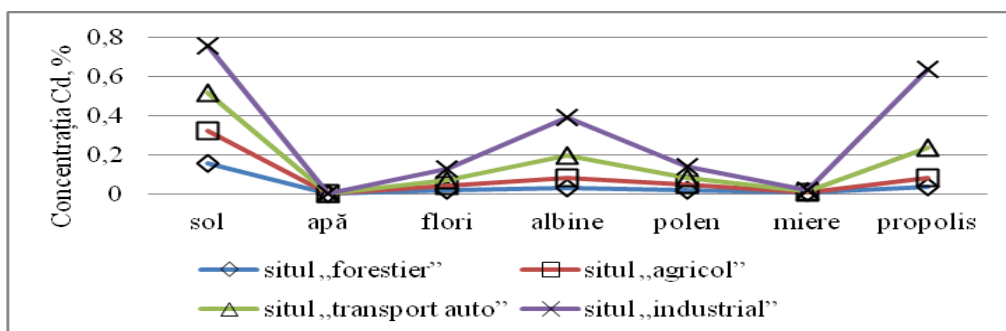


Figura 4.2. Concentrația *Cd* în sistem în situri cu diferit impact antropic

În probele de apă prelevate de noi din siturile cercetate au fost decelate concentrații de *Cd* mai mici decât nivelul detectabil de < 0,0002 mg/l, ceea ce nu ne permite, prin comparație, să tragem anumite concluzii privind poluarea apei cu acest metal greu.

În urma analizei rezultatelor cercetării din anul 2013, putem concluziona că, odată cu creșterea concentrației de *Cd* în componentele mediului, crește semnificativ concentrația lui în componentele lanțului trofic.

Spre exemplu, odată cu creșterea conținutului de *Cd* în stratul de sol (0-25 cm) – de la 0,154±0,008 mg/kg în situl „forestier” până la 0,194±0,014 mg/kg în situl „transport auto”,

crește și concentrația acestui metal în polen – de la $0,018 \pm 0,003$ mg/kg în situl „forestier” până la $0,036 \pm 0,001$ mg/kg în situl „transport auto”, precum și în corpul albinelor – de la $0,029 \pm 0,002$ mg/kg în situl „forestier” până la $0,119 \pm 0,001$ mg/kg în situl „transport auto”. Dat fiind faptul că în miere nu au fost înregistrate concentrații detectabile de *Cd* cu nivel de 0,005 mg/kg, asemenea relații între conținutul acestui metal în componentele mediului și miere nu au putut fi depistate.

Studiul privind conținutul de *Cu* în mediul ambiant, realizat de noi în anul 2012 de cercetare (Tab. 4.9), ne permite să constatăm că concentrația acestui metal în apă crește evident – de la $0,003 \pm 0,001$ mg/l în situl „forestier” până la $0,007 \pm 0,001$ mg/l în situl „industrial”, la fel, crește semnificativ și în flori – de la $7,85 \pm 0,70$ mg/kg în situl „forestier” până la $12,02 \pm 0,77$ mg/kg în situl „industrial”, în polen – de la $7,97 \pm 0,42$ mg/kg în situl „forestier” până la $11,93 \pm 0,58$ mg/kg în situl „industrial”, în corpul albinelor – de la $4,30 \pm 0,14$ mg/kg în situl „forestier” până la $6,67 \pm 0,45$ mg/kg în situl „industrial”, în probele de miere – de la $0,031 \pm 0,003$ mg/kg în situl „forestier” până la $0,481 \pm 0,055$ mg/kg în situl „industrial” și în probele de propolis – de la $3,24 \pm 0,26$ mg/kg în situl „forestier” până la $5,12 \pm 0,36$ mg/kg în situl „industrial”.

Aceleași legități le constatăm și în anul 2013. Datele cercetărilor demonstrează că, odată cu creșterea concentrației de *Cu* în componentele mediului, crește semnificativ concentrația acestuia în sistemul: sol – apă – flori – polen – corpul albinelor – miere – propolis.

Tabelul 4.9. Conținutul de *Cu* în lanțul trofic $M \pm m$, mg/kg

Comp.	Situl „forestier”	Situl „agricol”	Situl „transport auto”	Situl „industrial”	Norme, CMA/LMA	
					mg/kg(l)	Standard
anul 2012						
Sol	-	-	-	26,56 ± 2,35	100	MD
Apă	0,003 ± 0,001	0,004 ±0,001	0,006 ± 0,001	0,007 ± 0,002	0,02	MD
Flori	7,85 ± 0,70	10,97 ±1,14	9,99 ± 0,58	12,02 ± 0,77	10	СанПиН
Polen	7,97 ± 0,42	13,17 ± 0,80	10,75 ± 0,42	11,93 ± 0,58	15	СанПиН
Albine	4,30 ± 0,14	7,82 ± 0,30	5,51 ± 0,23	6,67 ± 0,45	-	-
Miere	0,031 ± 0,003	0,164 ± 0,030	0,292 ± 0,041	0,481 ± 0,055	0,50	UE
Propolis	3,24 ± 0,26	4,37 ± 0,31	6,74 ± 0,33	5,12 ± 0,36	15	СанПиН
	anul 2013					
Sol	15,74 ± 0,81	24,48 ± 1,40	19,81 ± 1,65	-	100	MD
Apă	0,002 ± 0,001	0,005 ± 0,001	0,008 ± 0,001	-	0,001	MD
Flori	6,71 ± 0,61	10,06 ±1,04	8,72 ± 0,52	-	10	СанПиН
Polen	7,18 ± 0,20	12,07 ± 0,44	11,29 ± 0,41	-	15	СанПиН
Albine	3,80 ± 0,16	6,70 ± 0,31	4,94 ± 0,33	-	-	-
Miere	0,039± 0,004	0,242 ± 0,043	0,359 ± 0,047	-	0,50	UE
Propolis	4,46 ± 0,56	5,33 ± 0,34	6,08 ± 0,36	-	15	СанПиН

Spre exemplu, odată cu creșterea concentrației de Cu în sol – de la $15,74 \pm 0,81 \text{ mg/kg}$ în situl „forestier” până la $24,48 \pm 1,40 \text{ mg/kg}$ în situl „agricol”, crește semnificativ concentrația acestui metal în polen – de la $7,18 \pm 0,20 \text{ mg/kg}$ în situl „forestier” până la $12,07 \pm 0,44 \text{ mg/kg}$ în situl „agricol”, în corpul albinelor – de la $3,80 \pm 0,16 \text{ mg/kg}$ în situl „forestier” până la $6,70 \pm 0,31 \text{ mg/kg}$ în situl „agricol” și în miere – de la $0,039 \pm 0,004 \text{ mg/kg}$ în situl „forestier” până la $0,242 \pm 0,043 \text{ mg/kg}$ în situl „agricol” și $0,359 \pm 0,047 \text{ mg/kg}$ în situl „transport auto”.

O dinamică similară a fost constatată între concentrația de Cu în apă în diferite zone cercetate și produsele apicole, precum și corpul albinelor prelevate din aceste zone. Din datele expuse mai sus rezultă că polenul înregistrează cele mai mari concentrații de Cu comparativ cu alte produse apicole.

Mai evident concentrația Cu în sistem poate fi vizualizată în figura 4.3.

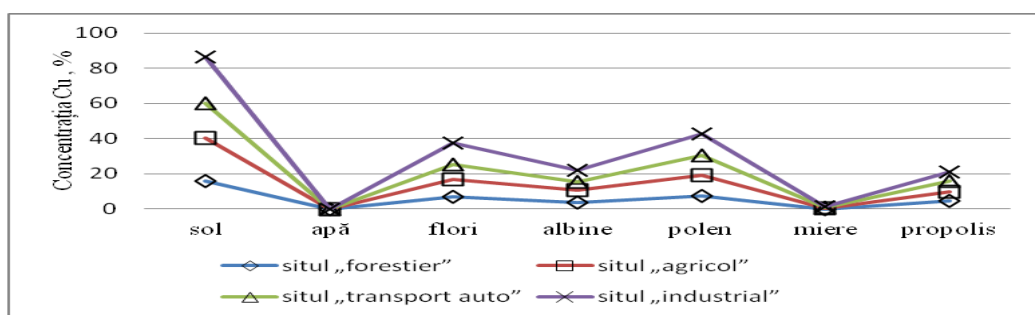


Figura 4.3. Concentrația Cu în sistem în situri cu diferit impact antropic

Concentrația de Cu în polen este influențată de concentrația acestuia în florile melifere și componentele mediului ambiant. Din datele obținute observăm că cantitatea de Cu în polen este mai mare decât concentrația Cu în albine și miere.

Pentru elucidarea relațiilor conținutului de MG în componentele mediului cu produsele apicole am determinat coeficienții de corelație (r_{xy}) a acestora în sol și componentele biocenozei. Datele reprezentate în tabelul 4.7 demonstrează faptul că există o corelație pozitivă destul de înaltă între concentrația în sol a metalelor studiate și cea cercetată în corpul albinelor și produselor apicole.

Tabelul 4.7. Coeficientul de corelare a conținutului de MG în sol și produsele apicole

Componente corelative	Plumb		Cadmiu		Cupru	
	$r_{xy} \pm m_r$	t_r	$r_{xy} \pm m_r$	t_r	$r_{xy} \pm m_r$	t_r
Sol - polen	$0,96 \pm 0,20$	3,27	$0,99 \pm 0,10$	9,90	$0,92 \pm 0,28$	3,28
Sol - albine	$0,97 \pm 0,17$	5,71	$0,99 \pm 0,10$	9,90	$0,99 \pm 0,10$	7,0
Sol - Miere	$0,95 \pm 0,22$	4,32	-	-	$0,57 \pm 0,65$	0,87
Sol - propolis	$0,98 \pm 0,14$	7,00	$0,94 \pm 0,24$	3,91	$0,50 \pm 0,71$	0,70

Spre exemplu, corelație destul de înaltă a fost stabilită între concentrația de *Pb* în sol – propolis, care înregistrează valori de $r_{xy}=0,98$; ($t_r=7,0$; $P<0,001$), în sol – albine valori de $r_{xy}=0,97$; ($t_r=5,71$; $P<0,001$) în sol – polen $r_{xy}=0,96$; ($t_r=3,27$; $P<0,001$) și în sol – miere $r_{xy}=0,95$; ($t_r=4,32$; $P<0,001$).

De asemenea, o corelație destul de înaltă a fost evidențiată între concentrațiile de *Cd* în sol și cele din corpul albinelor și produsele lor. Spre exemplu, o corelație destul de semnificativă a fost stabilită între concentrația de *Cd* în sol și cea din corpul albinelor, cea din polen de $r_{xy}=0,99$; ($t_r=9,9$; $P<0,001$) și cea din propolis $r_{xy}=0,94$; ($t_r=3,91$; $P<0,001$). Cât despre concentrația de *Cd* în sol și cea din miere, nu au fost stabilite anumite corelații, fiindcă în miere nu au fost înregistrate concentrații detectabile de acest metal.

Spre deosebire de *Pb* și *Cd*, situația în cazul *Cu* este diferită. Corelații înalte și semnificative au fost stabilite între concentrația de *Cu* în sol și polen $r_{xy}=0,92$; ($t_r=3,28$; $P<0,001$), sol și albine ($P<0,001$). În cazul celorlalte componente, coeficienții de corelație a concentrațiilor de *Cu* nu au avut valori semnificative.

Mai evident aceste corelații pot fi vizualizate în diagrama de mai jos (Figura 4.4).

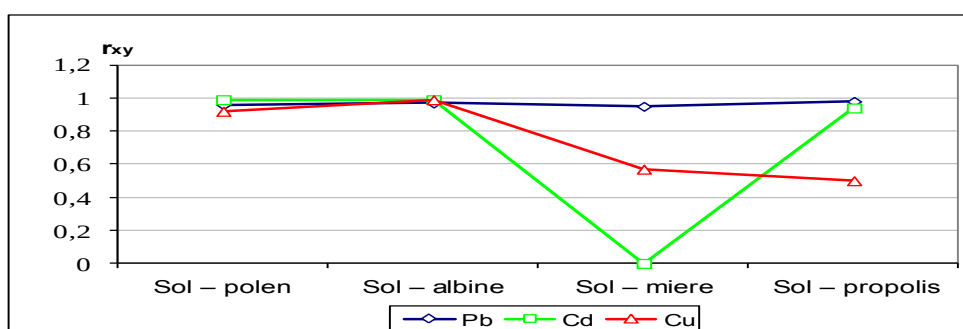


Figura 4.4. Coeficienții de corelare a conținutului de MG în sol și produsele apicole

În baza acestor rezultate, am concluzionat că, dintre produsele apicole analizate, anume polenul este cel mai potrivit bioindicator al mediului privind poluarea cu metale grele. Cercetările noastre ne permit să propunem un procedeu de evaluare a gradului de poluare a mediului ambiant cu MG prin utilizarea polenului în calitate de bioindicator al mediului.

Principalele concluzii deduse din materialele Fig. 4.1.–4.6. privind relația concentrației de MG în componentele mediului (sol, apă, floră) și concentrația acestora în corpul albinelor și produselor lor, constau în faptul că, odată cu creșterea conținutului de *Pb*, *Cd* și *Cu* în componentele mediului (sol, floră), crește semnificativ și concentrația lor de-a lungul lanțului trofic (albine, polen, miere și propolis). Deci, cu creșterea concentrațiilor de *Pb*, *Cd*, *Cu* de-a lungul lanțului trofic în situl „forestier”, crește și concentrația acestora în siturile „agricol”, „transport auto” și „industrial”.

Concentrația de *Pb*, *Cd*, *Cu* în plantele melifere se micșorează în comparație cu conținutul lor total în sol și variază de la un metal la altul. Albinele acumulează metale grele din componentele mediului, concentrându-le parțial în corpul lor. Astfel, gradul de acumulare a metalelor în florile melifere influențează mult conținutul acestora în corpul albinelor.

Acumularea metalelor grele din componentele mediului s-a realizat în proporție mai mare în albine și în proporție mai mică în miere, ceea ce demonstrează faptul că albinele reprezintă o barieră împotriva pătrunderii metalelor grele în miere. Aceasta explică capacitățile excepționale ale albinei de filtrare și acumulare a contaminanților în corpul ei. La asemenea concluzii au ajuns și cercetătorii de la Institutul de Apicultură din or. Reazani (Rusia) [93].

În toate siturile de cercetare, conținutul de *Pb*, *Cd*, *Cu* în polen este mai mare decât conținutul acestora în miere. Asemenea concluzii au fost deduse de mai mulți cercetători [84, 90, 141].

Concentrația de metale grele în polen reprezintă amprenta zonei, deoarece acest produs apicol reflectă în mare măsură calitatea mediului. Din aceste considerente, polenul poate fi utilizat ca bioindicator la monitorizarea stării calității mediului ambiant.

Pe lângă metalele grele, am cercetat și relațiile între conținutul de pesticide în componentele mediului și produsele apicole. În urma cercetărilor efectuate, am constatat că există o relație între concentrația pesticidelor organoclorurate hexaclociclohexan (HCH) și diclor - difetil - triclorețan (DDT) din mediul ambiant și concentrația acestora în corpul albinei melifere și produsele ei (polen și miere) (Tab. 4.11).

Tabelul 4.11. Conținutul reziduurilor sumei HCH și DDT în lanțul trofic, $\mu\text{g}/\text{kg}$

Componente	Situl „forestier”	Situl „agricol”	Situl „transport auto”	Norma, CMA/LMA	
				µg /kg	Standard
suma HCH					
Sol	0,097 ± 0,028	0,579 ± 0,096	0,363 ± 0,119	100	MD
Apă	< 0,001	< 0,001	< 0,001	0,1	MD
Polen	< 0,001	0,039 ± 0,005	< 0,001	10	СанПиН
Albine	< 0,001	< 0,001	< 0,001	-	-
Miere	< 0,001	< 0,001	< 0,001	10	UE
suma DDT					
Sol	2,852 ± 0,749	8,502 ± 1,380	5,182 ± 1,172	100	MD
Apă	< 0,001	< 0,001	< 0,001	0,1	MD
Polen	0,947 ± 0,093	4,501 ± 0,293	2,084 ± 0,351	10	СанПиН
Albine	< 0,001	< 0,001	< 0,001	-	-
Miere	< 0,001	< 0,001	< 0,001	50	UE

Remarcă: *- СанПиН 2.3.2.1078-01 [80]

S-a constatat că, odată cu creșterea concentrației de pesticide organoclorurate HCH și DDT în sol, crește și concentrația acestora în polen. Spre exemplu, odată cu creșterea concentrației sumei - HCH în sol – de la $0,097 \pm 0,028 \mu\text{g} / \text{kg}$ în situl „forestier” până la $0,579 \pm 0,096 \mu\text{g} / \text{kg}$ în situl „agricol”, crește concentrația acestui pesticid în polen – de la $< 0,001 \mu\text{g} / \text{kg}$ în situl „forestier” până la $0,039 \pm 0,005 \mu\text{g} / \text{kg}$ în situl „agricol”. În probele de albine și miere concentrația HCH - iso nu a avut valori detectabile, ceea ce nu permite să facem concluzii privind existența unor legături directe.

Cercetările privind ΣDDT , în sistemul sol - apă - polen - albine - miere, demonstrează aceleași legități ca și în cazul HCH - iso. Deci, odată cu creșterea concentrației de DDT în sol, crește și concentrația acestui pesticid în polen. Mai evident, aceste legități pot fi vizualizate în figura 4.5

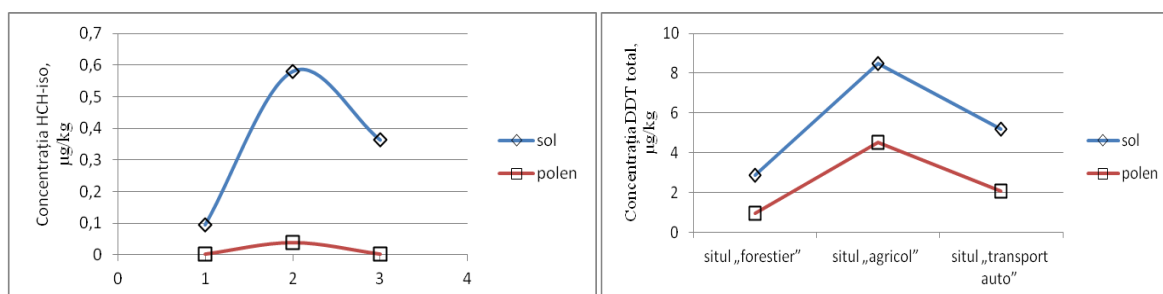


Figura 4.5 Conținutul reziduurilor de HCH –iso și DDT-total în sistemul sol-polen

Spre exemplu, odată cu creșterea concentrației de DDT în sol de la $2,852 \pm 0,749 \mu\text{g} / \text{kg}$ în situl „forestier”, până la $8,502 \pm 1,380 \mu\text{g} / \text{kg}$ în situl „agricol”, crește și concentrația acestuia în polen de la $0,947 \pm 0,093 \mu\text{g} / \text{kg}$ în situl „forestier”, până la $4,501 \pm 0,293 \mu\text{g} / \text{kg}$ în situl „agricol”. Concentrația de DDT în corpul albinelor în toate probele cercetate este mai mică ca valorile detectabile, de aceea, ca și în cazul HCH - iso, nu putem face careva concluzii referitor la relațiile acestea cu componentele mediului.

Prin urmare, analiza datelor sus menționate, demonstrează că între concentrația pesticidelor organoclorurate (HCH și DDT) în sol și concentrația acestora în polen există o corelație direct liniară și pozitivă.

În ceea ce privește relația conținutul pesticidelor organofosforice și piretroide de-a lungul lanțului trofic sol - apă - polen - albine - miere, nu pot fi deduse concluzii concrete, deoarece concentrația acestora în componentele mediului și produsele apicole (cu excepția mierii) nu a înregistrat valori detectabile. Referitor la conținutul piretroidelor în miere putem conclud, că acestea sunt determinate de gradul de poluare a sitului în raza căreia activează albinele melifere, în special în situl „agricol” concentrația acestui pesticid are o relație distinctă cu mediul ambiant.

4.3. Concluzii la capitolul 4

1. Prezența reziduurilor de pesticide organoclorurate izo - HCH și DDT și a metaboliților săi a fost constatată în stratul de sol 0-25 cm din toate cele 3 situri de cercetare („forestier”, „agricol” „transport auto”). Concentrații maxime ale Σ HCH și Σ DDX au fost constatate în situl „agricol”, respectiv de $0,579 \pm 0,096 \mu\text{g/kg}$ și $8,502 \pm 1,380 \mu\text{g/kg}$, iar cele minime în situl „forestier”, respectiv de $0,097 \pm 0,028 \mu\text{g/kg}$ și $2,852 \pm 0,749 \mu\text{g/kg}$. Totodată, valorile înregistrate nu depășesc CMA conform normelor în vigoare. Conținutul pesticidelor izo - HCH și DDT în probele de apă analizate din siturile de cercetare a fost sub nivelul detectabil de $< 0,001 \mu\text{g/l}$.

2. În corpul albinelor și în miere nu au fost detectate reziduuri ale pesticidelor organoclorurate izo - HCH și DDT și metaboliții săi.

3. Analogic conținutului de pesticide în stratul de sol, concentrații maxime ale acestora s-au înregistrat în polenul plantelor melifere din situl „agricol”, care a constituit: Σ HCH - $0,039 \pm 0,005 \mu\text{g/kg}$ și, respectiv, Σ DDT - $4,501 \pm 0,293 \mu\text{g/kg}$. Totodată, concentrații minime ale pesticidului organoclorurat Σ DDT în polenul plantelor melifere au fost înregistrate în situl „forestier” – cu valori de $0,947 \pm 0,093 \mu\text{g/kg}$. Valorile înregistrate nu depășesc LMA pentru pesticide în polen, conform normelor UE.

4. Conținutul de Σ HCH în probele de polen din siturile „forestier” și „transport auto” nu depășește nivelul de $< 0,001 \mu\text{g/kg}$. În toate siturile de cercetare, conținutul pesticidelor organoclorurate în sol și polen nu au depășit nivelurile maxime admisibile. Astfel, rezultatele obținute ne permit să afirmăm că componentele mediului (solul, apa și polenul) din siturile de studiu nu sunt poluate cu pesticidele organoclorurate menționate.

5. Rezultatele analizelor privind conținutul pesticidelor organofosforice (carbofuran, carbaril, malation, coumafos), demonstrează lipsa acestora în lanțul trofic: sol - apă - albine - polen - miere, în toate siturile de cercetare.

6. Pesticidele piretroide (transpermetrin, cipermetrin, alfa - cipermetrin, deltametrin) au fost înregistrate numai în probele de miere prelevate din situl „agricol”. Reziduurile acestora în probele de miere din situl „agricol” se explică, în opinia noastră, prin folosirea acestora la tratarea culturilor agricole. Rezultatele nu au indicat depășiri ale LMA ($20 \mu\text{g/kg}$) stabilită de normele UE pentru piretroide în miere.

7. Între concentrația de MG (*Pb*, *Cd*, *Cu*) în componentele mediului (sol, apă, floră) și concentrația acestora în corpul albinelor și produselor acestora a fost înregistrată o corelație semnificativă. Odată cu creșterea conținutului de *Pb*, *Cd* și *Cu* în componentele mediului, crește semnificativ și concentrația lor de-a lungul sistemului (albine, polen, miere și propolis). Cu

creșterea concentrațiilor de *Pb*, *Cd*, *Cu* de-a lungul sistemului în situl „forestier”, crește și concentrația acestora în siturile „agricol”, „transport auto” și „industrial”.

8. Aceeași legitate este caracteristică și pentru pesticidele organoclorurate, odată cu creșterea concentrației sumei HCH și sumei DDT în sol, crește și concentrația acestora în polen.

9. Între conținutul de *Pb* și *Cd* în sol și concentrația acestora în corpul albinelor, polen, miere și propolis există corelații destul de înalte ($r_{xy} = 0,94-0,99$; $P < 0,001$).

CONCLUZII GENERALE ȘI RECOMANDĂRI

Concluzii generale

1. A fost relevat, că prezența metalelor grele (*Pb*, *Cd*, *Cu*) și pesticidelor (organoclorurate, organofosforice și piretroide) în componentele mediului în toate siturile cercetate („forestier”, „agricol”, „transport auto”, „industrial”) din zona de centru a Republicii Moldova este în funcție de impactul antropic, exprimat prin prezența surselor de poluare în aceste situri. Concentrațiile de *Pb*, *Cd* și *Cu* în solul din situl „industrial” au fost mai mari față de situl „forestier” ($t_d=2,11$; 3,49; 4,36; $P<0,001$). Analogic și conținutul de MG în florile melifere din situl „industrial” a fost semnificativ mai mare, în comparație cu situl „forestier” ($t_d=6,23$; 3,09; 4,0; $P<0,001$).

2. Conținutul de *Pb*, *Cd* și *Cu* în corpul albinelor variază în dependență de site. Concentrațiile medii de *Pb* și *Cd* în corpul albinelor din siturile „industrial” și „transport auto” au fost semnificativ mai mari, comparativ cu cele din situl „forestier” ($P<0,001$). Totodată, conținutul acestor metale în corpul albinelor înregistrează concentrații cu mult mai mici, față de doza nocivă stabilită pentru albine.

3. Conținutul de *Pb*, *Cd* și *Cu* în polen, miere și propolis este în strânsă legătură cu specificul sitului amplasării stupinei. Totodată, anume polenul reflectă mai adecvat nivelul de acumulare a metalelor grele în biocenoză, deoarece, concentrația acestora în polen este în legătură directă cu concentrația lor în componentele mediului. Conținutul compușilor de referință în produsele apicole analizate nu depășește LMA conform normelor UE în vigoare. Între conținutul de *Pb* și *Cd* în sol și conținutul acestora în corpul albinelor, polen, miere și propolis există corelații destul de înalte ($r_{xy} = 0,94-0,99$; $P<0,001$).

4. Între concentrația metalelor grele în produsele apicole (polen și miere) și conținutul acestora în corpul albinelor există corelații pozitive, destul de semnificative (*Pb* $r_{xy} = 0,57-0,77$; *Cd* $r_{xy} 0,58-0,77$; *Cu* $r_{xy} = 0,53-0,71$). Totodată, între concentrația metalelor grele în propolis și celelalte produse apicole cercetate nu au fost depistate legături corelative. Au fost înregistrate corelații foarte slabe, în marea majoritate negative a conținutului de *Pb*, *Cd* și *Cu* în componentele apicole (albine și polen) și indicii de vitalitate (viabilitatea puietului, rezistența la boli) și productivitatea de miere a familiilor de albine. De aceea, nu putem afirma sau infirma despre un impact negativ sau pozitiv a concentrațiilor depistate de metale grele asupra vitalității și productivității familiilor de albine.

5. Reziduurile de pesticide organoclorurate (HCH-izo; DDX) au fost înregistrate în stratul de sol 0 - 25 cm din toate siturile cercetate. Cele mai semnificative concentrații de HCH - iso și DDT total au fost constatate în situl „agricol”, respectiv, de 0,363 $\mu\text{g/kg}$ și 8,502 $\mu\text{g/kg}$, iar cele

mai mici în situl „forestier”, respectiv, de 0,097 µg/kg şi 2,852 µg/kg. Concentraţiile de pesticide în solurile din siturile cercetate sunt cu mult sub nivelul CMA conform normelor UE.

6. Pesticide organoclorurate de referinţă, nu au fost constatate în corpul albinelor, miere şi înregistrate doar în polen. Polenul colectat din situl „agricol” înregistra concentraţii semnificativ mai mari faţă de situl „forestier”, atât a HCH - lui şi izomerilor săi, cât şi DDT - lui şi metaboliţilor săi, respectiv, de 39,0 şi 4,7 ori ($t_d=7,6$; şi 11,54; $P< 0,001$). Aceasta confirmă faptul, că polenul este un bun bioindicator al calităţii mediului ambiant.

7. Reziduurile pesticidelor organofosforice (carbofuran, carbaril, malation, coumafos) şi piretroide (transpermetrin, cipermetrin, alfa - cipermetrin, deltametrin) lipsesc în întreg lanţul trofic sol - apă - albine - polen - miere. Reziduurile de piretroide au fost înregistrate numai în probele de miere din situl „agricol”. Aceasta, în opinia noastră, se poate explica prin folosirea de către cultivatorii agricoli a piretroidelor la tratarea culturilor agricole. Totodată concentraţiile acestor pesticide nu au depăşit CMA (20 µg/kg) stabilită de normele UE.

8. Între concentraţia de metale grele în componentele mediului şi concentraţia acestora în corpul albinelor şi produselor lor, există o corelaţie strânsă. Odată cu creşterea conţinutului de *Pb*, *Cd* şi *Cu* în componentele mediului, creşte semnificativ şi concentraţia lor de-a lungul sistemului (albine - polen - miere - propolis). Astfel, odată cu creşterea concentraţiilor de *Pb*, *Cd* şi *Cu* de-a lungul sistemului în situl „forestier”, creşte şi concentraţia acestora în situl „agricol”, „transport auto” şi „industrial”.

9. Reieşind din analiza rezultatelor cercetărilor concentraţiilor de MG (*Pb*, *Cd*, *Cu*) şi pesticide (organoclorurate şi organofosforice şi piretroide) în componentele mediului ambiant, corpul albinei şi produsele ei, comparate cu nomele UE, putem afirma, că siturile antropice de referinţă nu sunt poluate, cel puţin, cu compuşi cercetaţi de noi.

10. Utilizarea apimonitoringului în evaluarea calităţii mediului ambiant în diferite situri cu impact antropic în Republica Moldova, prezintă o completare a supravegherii instrumentale, care este accesibilă şi comodă.

Recomandări practice

1. Pentru aprecierea calitatăţii mediului ambiant, se recomandă invenţia, ce prevede evaluarea gradului de poluare a mediului cu metale grele, prin intermediul polenului.

2. Pentru practicarea apiculturii ecologice se recomandă apicultorilor interesaţi, evaluarea prealabilă a gradului de poluare a mediului ambiant cu metale grele prin analiza polenului colectat de albine.

3. Datele privind conţinutul metalelor grele şi pesticidelor în componentele mediului şi produsele apicole analizate sunt recomandate organizaţiilor de protecţie a mediului ambiant şi sănătăţii publice, pentru completarea bazei de date a monitoringului ecotoxicologic

Ideea efectuării cercetărilor de față aparține conducătorilor științifici și autorului.

Aportul personal al autorului constă în analiza literaturii de specialitate la tema tezei, cercetarea siturilor de studiu selectate, colectarea și analiza probelor de mediu (sol, apă și floră), probelor de albine și produse apicole. De asemenea, o contribuție însemnată o constituie prelucrarea statistică și biometrică variațională a datelor și analiza rezultatelor obținute, generalizarea și interpretarea acestora, pregătirea materialului și expunerea lui în diverse publicații științifice.

BIBLIOGRAFIE

1. Aerul pe care îl respirăm, îmbunătățirea calității aerului în Europa. Agenția Europeană de Mediu. Copenhaga. 2013, p. 39.
2. Anuar Starea calității solurilor pe teritoriul Republicii Moldova în anul 2012. Serviciul Hidrometeorologic de Stat. Direcția de Monitoring al Calității Mediului. Chișinău, 2013. 66 p.
3. Anuar Starea calității solului pe teritoriul Republicii Moldova în anul 2013. Serviciul Hidrometeorologic de Stat. Direcția de Monitoring al Calității Mediului. Chișinău, 2014. 112 p.
4. Anuar Starea calității apelor de suprafață conform indicilor hidrochimici pe teritoriul Republicii Moldova în anul 2013. Serviciul Hidrometeorologic de Stat. Direcția de Monitoring al Calității Mediului Chișinău, 2014. 126 p.
5. Anuar Starea calității aerului atmosferic pe teritoriul Republicii Moldova în anul 2013. Serviciul Hidrometeorologic de Stat. Direcția de Monitoring al Calității Mediului. Chișinău, 2014. 122 p.
6. Bathory D, Keul M, Bercea V. Reacții fiziologice ale plantelor de porumb *Zea mays* L. sub influența Pb. În „Contribuții botanice I 2000”, Univ. Babeș Bolyai, Cluj Napoca, 2000. p.111-121.
7. Begu A. Ecobioindicația premise și aplicare. Chișinău, 2011. 165 p.
8. Buracu O. prospecțiunea geochemică a zăcămintelor de minereuri. – București, 1978.
9. Buruiian V. Tehnici cromatografice pentru determinarea contaminanților din mierea de albine. Autoreferatul Tezei de dr. în șt. agricole și med. veterinară. Cluj-Napoca, 2011. 56p.
10. Bulimaga C., Mogildea V. Poluarea mediului ambiant cu plumb în ecosistemul urban Chisinau. In: Impactul transporturilor asupra mediului ambiant. In: Materialele conferinței internaționale. Chișinău: Evrica, 2008, p. 54-57.
11. Călugăreanu N., Begu A. Poluarea cu metale grele a unor ecosisteme silvice din regiunea de Centru a Republicii Moldova. În: Mediul Ambiant, N 2 (13), 2004, p. 11-12.
12. Cojocar V. și alții. Managementul resurselor de apă. În: Raportul Național 2007-2010 p. 246-250.
13. Copacinschi G., s. a. Surse de poluare a aerului atmosferic. În: Mediul ambiant Nr.3(21), Chișinău, 2005. p. 39-44.
14. Constantinov T. și a. Republica Moldova: Geografie Fizică: Atlas, Chișinău, 2002. 44 p.
15. Deaconu L. Evaluarea nivelului de poluare cu nutrienți și metale grele în sectorul superior al bazinului Neajlov. Rezumatul Tezei de doctorat, București, 2012, 48 p.
16. Declinul albinelor. Raport tehnic al laboratoarelor de cercetare GreenPeace. 2013. 48 p. <http://www.greenpeace.org> (vizitat 17.18.2014).
17. Dobrotă C., Yamashita M. Creșterea și dezvoltarea plantelor. Ed. Gloria, Cluj, 1999 232p.
18. Duca M. și a. Cercetarea impactului poluantilor organici persistenti asupra creșterii plantelor. In: Mediul Ambiant nr.2, 2004. Chisinau, pag. 2-6.
19. Ene V., s.a. Emisiile transportului – factor dominant al poluării atmosferice. În: Impactul transporturilor asupra mediului ambiant. În: Materialele conferinței internaționale. Chișinău: Evrica, 2008, p.14-21.
20. Garaba V., Pleșca V., Isac A. Poluanții organici persistenti. Mediul și sănătatea. În: Mediul Ambiant Nr.1 (18) februarie 2005. p. 38-41.

21. Gliga O. Biomonitorizarea mediului prin intermediul *Apis mellifera* L. În: Intellectus, Nr. 2/2013. ISSN 1810-7079. p. 86-90.
22. Gliga O. Conținutul reziduurilor de pesticide organoclorurate în componentele mediului ambiant. În: Intellectus Nr. 2/2015. ISSN 1810-7079, p.103-112.
23. Gliga O., Cebotari V., Buzu I. Conținutul metalelor grele în miere și propolis. În: Buletinul Academiei Nr. 3/ 2015. ISSN 1857-064X, p. 98-110.
24. Gliga O. Conținutul metalelor grele în componentele mediului din zona de centru a Republicii Moldova. În: Studia Universitates Moldaviae. Nr 6(86), 2015ISSN 1814-3237. p. 58-67.
25. Goji G. Cercetări privind contaminarea cu metale grele a unor produse forestiere nelemnoase de importanță sanogenă și economică din jurul orașului Copșa Mică. Rezumatul tezei de doctorat. Brașov, 2012. 52 p.
26. Grigheli Gh., Strasiev Gr. Impactul gazelor de eșapament asupra poluării solurilor cu metale grele. În: Lucrările conferinței științifice cu participare internațională „Solul și viitorul”, Chișinău, 2001. p. 225-227.
27. Hotărâre de Guvern nr. 782 din 01.09.2010 privind aprobarea normei sanitar-veterinare privind prelevarea probelor oficiale de la animalele vii și din produsele de origine animală. (Monitorul Oficial Nr. 160-162 art Nr: 871).
28. Hotărâre de Guvern nr. 520 din 22.06.2010 Cu privire la aprobarea regulamentului sanitar privind contaminanții din produsele alimentare. (Monitorul Oficial al Republicii Moldova, 2004, nr.83-87, art.431)
29. Hotărâre de Guvern nr. 306 din 28.04.2011 pentru aprobarea Normei zootehnice privind bonitatea familiilor de albine, creșterea și certificarea materialului genitor apicol. Publicat: 13. 05. 2011(Monitorul Oficial al Republicii Moldova Nr. 78-81 ord. nr. 366).
30. HG nr. 890 din 12.11.2013, pentru aprobarea Regulamentului cu privire la cerințele de calitate a mediului pentru apele de suprafață. Publicat: 22.11.2013(Monitorul Oficial Nr. 262-267 art Nr : 1006).
31. Identificarea reziduurilor POP si cartografierea zonelor poluate. www.moldovapops.md (vizitat 26.04.2012).
32. Inventarul național al poluanților organici persistenți al Republicii Moldova. Ministerul Ecologiei, Construcțiilor și Dezvoltării Teritoriului Chișinău, 2003. 82 p.
33. Iordache, V. Ecotoxicologia metalelor grele în lunca Dunării. Docendi, 2008. p. 20-21.
34. Jâgau Gh. ș.a. Procese de poluare a solurilor cu metale grele și radionuclizi în cadrul lădșaftului spațiului Nistru si Prut. În: Factori și procese pedogenetice din situl temperat. Stiinta, Noua, 2005 p.145-146.
35. Juc L., ș. a. Unele aspecte ale poluării solurilor cu pesticide organoclorurate. În: Mediul Ambiant, 2007, Nr.1 (31), p. 9-16.
36. Leu V. Transportul și mediul înconjurător. În: Impactul transporturilor asupra mediului ambiant. Chișinău, 2008. p. 69-75.
37. Legea nr. 10-XVI din 03.02.2009 privind supravegherea de stat a sănătății publice (În: Monitorul Oficial al Republicii Moldova, 2009, nr. 67).
38. Lăcătușu R. Noi date privitoare la abundența generală a metalelor grele în soluri, 2008. 154p.
39. Metode de determinare a reziduurilor pesticidelor în produsele alimentare, furajere în mediul înconjurător. Îndrumar. Alcăt: Lazări I. ș.a. Vol. I. Chișinău 2000. 496 p.

40. Metode de determinare a reziduurilor pesticidelor în produsele alimentare, furajere în mediul înconjurător. Îndrumar. Alcăt: Lazări I. ș.a. Vol. II. Chișinău 2000. 416 p.
41. Monitoringul de calitate a solurilor din România. Craiova: Sitech, 2011. 83 p.
42. Monitoringul calității solurilor Republicii Moldova. Chișinău: Pontos, 2010. 475 p.
43. Moșanu V. Inventarierea locurilor contaminate cu POP un prim pas spre diminuarea pericolului. 2010. <http://www.moldovapops.md> (vizitat 15.09.2013).
44. Mustea M., Pigovici M., Protecția aerului atmosferic. În: Anuarul IES – 2011 „Protecția mediului în Republica Moldova”/IES, Chișinău, 2012, p. 35-52.
45. Mustea M. ș. a. Starea resurselor de apă. În: Starea mediului în Republica Moldova în 2007-2010 (Rap. Naț.). - Chișinău: Nova-Imprim SRL, 2011, p.75-80.
46. Mustea M., ș. a. Protecția aerului atmosferic. În: Anuarul IES – 2010 „Protecția mediului în Republica Moldova”/IES. Chișinău: Tipogr.-Sirius, 2011. p. 16-36.
47. Norma sanitara veterinara din 19 martie 2008 privind metodologia de prelevare, prelucrare primara, ambalare și transport al probelor destinate examenelor de laborator în domeniul sănătății animalelor. În: Monitorul Oficial 341 din 2 mai 2008.
48. Onac S. Cercetări privind influența unor metale grele din haldele de steril din situl Cavnica asupra unor procese fiziologice la plante. Univ. Babeș Bolyai. Cluj Napoca, 2005, p. 24-45.
49. Padurariu A. Rezumatul tezei de doctor. Studiul principalilor factori de risc într-un sistem ecologic de producere a legumelor. Iași, 2011, 7 p.
50. Plesca V. ș. a. Poluanți organici persistent în Republica Moldova: probleme, abordări, soluții, realizări. In: Mediul ambiant Nr.5(41), Chișinău, 2008, p.16-19.
51. Popescu C., Poluarea cu metale grele – factor major în deteriorarea ecosistemelor. În: Revista de Ecologie, ECOS 22. - 2010, p. 30-34.
52. Propolisul. Cercetări științifice și păreri cu privire la compoziția, caracteristicile și utilizările sale în scopuri terapeutice. Apimondia. București, 1975. 215 p.
53. Profilul Național privind Managementul Substanțelor Chimice în Republica Moldova, Chisinau, 2008. 188 p.
54. Răuță C., Cârstea, S. Prevenirea și combaterea poluării solului. Editura Ceres, București. 1978. 239 p.
55. Registrul de stat al produselor de uz fitosanitar și al fertilizanților, permise pentru aplicare în Republica Moldova, Chișinău, 2009. p. 432.
56. Regulamentul (CE) NR. 1831/2003 al Comisiei din 26 octombrie 2003 de stabilire a nivelurilor maxime pentru anumiți contaminanți din produsele alimentare) (JO L 26, 20.12.2006, p. 5).
57. Resursele naturale și mediul în Republica Moldova. Biroul Național de Statistică al Republicii Moldova. Chișinău, 2010. 550 p. www.statistica.md (vizitat 12.05.2013).
58. Sandu M. ș. a. Impactul nitratilor asupra metamorfozei tehnogene a apei izvoarelor și cișmelelor din Bazinul râului Prut. În: Revista științifică a Universității de Stat din Moldova, 2012, nr. 6 (56) p. 96-102.
59. Sârcu R. ș. a. Prevenirea poluării organismului uman cu poluanți organici persistenți. Chișinău, 2011. 18 p.
60. SM SR EN 14084-2006. Produse alimentare. Determinarea microelementelor. Determinare plumb, cadmiu, zinc, cupru și fier prin spectrometrie de absorbție atomică (SAA) după digestie cu microunde. Standard Moldovean, Chișinău, 2006.

61. SM SR EN 14083-2006. Produse alimentare. Determinarea microelementelor. Determinare plumb, cadmiu, crom și molibden prin spectrometrie de absorbție atomică cu cuptor de grafit (GFAAS) după digestia sub presiune, Chișinău, 2006.
62. SM SR EN 11047-2006. Calitatea solului. Determinarea cadiului, cromului, cobaltului, cuprului, plumbului, manganului, nichelului, și zincului din extracte în apă regală. Metode prin spectrometrie de absorbție atomică în flacără și cu atomizare electrotermică.
63. Starea mediului în Republica Moldova în 2007-2010 (Raport Național). Caracterizarea generală a mediului natural. Chișinău: Nova-Imprim SRL, 2011. 192 p.
64. Tărîță A., Sandu M. Apa: rezerve, consum, metanorfozare tehnogenă, calitate. În: Mediul ambiant, 2012, nr 2(62), p. 6-11.
65. Tărîță A. Distribuirea substanțelor organohalogenate și a metalelor grele prioritare în solurile Republicii Moldova. Autoreferatul Tezei de doctor în științe biologice. Chișinău 1998. 28 p.
66. Tărîță A. Potențialul natural al solului la metabolizarea reziduurilor de pesticide organoclorurate în funcție de modul lui de utilizare. În: Mediul Ambiant, Nr 6(66), 2012. p. 29- 32.
67. Tărîță A. ș.a. Calitatea apei izvoarelor și cișmelelor din raionul Nisporeni În: Buletinul Academiei de Științe a Moldovei. Seria, Științele Vieții, 2008, nr.1(306), p. 164 -169.
68. Toderaș I. ș. a. Ecologia micrioorganismelor acvaticе. Chișinău, 1999. 282 p.
69. Ursu A. și alții. Poluarea solurilor. În: Starea mediului în Republica Moldova în 2007-2010 Chisinau, 2010. p. 257- 261.
70. Vaum M. Studiul gradului de contaminare cu metale grele a unor legume cultivate în situl Baia Mare. Rezumatul Tezei de doctorat. Cluj-Napoca 2011, 21p.
71. Veliksar S. ș. a. Purificarea ecologică a solurilor de surplusul de cupru după defrișarea plantațiilor multianuale. mediul Ambiant, N1(18), 2005, p. 1-5.
72. Wagner K. s. a. Managmentul ecologic sigur al bifenililor policlorurați. Ghid practic. Chișinău: Garomond-Studio, 2010. 106 p. www.moldovapops.md (vizitat 28.11.2012).
73. Zubcov E. ș. a. Influența mediului asupra nivelului de acumulare a microelementelor și a metalelor în moliște. În: diversitatea valorificarea rațională și protecția lumii animale. Chișinău, 2001. p. 216 - 218.
74. Zubcov E. Metalele și viața. În: Mediul și sănătatea. Chișinău, 2005. p. 44 - 48.
75. Волков А. Пестициды и окружающая среда. Химия в с/х, Том XIV, 4, 1976, с. 60 - 72.
76. ГОСТ Р 52097-2003. Продукты пчеловодства. Минерализация проб для определения токсичных элементов. Государственный Стандарт. Москва. 2003. 7с.
77. ГОСТ 30178-96. Сырье и продукты пищевые. Атомно-абсорбционный метод определения токсичных элементов. Межг. Стандарт. Москва, 2010. с.25-32.
78. ГОСТ 26929-94. Сырье и продукты пищевые. Подготовка проб. Минерализация для определения содержания токсичных элементов. Минск.
79. Государственный каталог пестицидов и агрохимикатов, разрешенных к применению на территории Российской Федерации, 2012 год. Министерство сельского хозяйства Российской Федерации (Минсельхоз России).
80. Гигиенические Требования Безопасности и Пищевой Ценности Пищевых Продуктов Санитарно-Эпидемиологические Правила и Нормативы СанПиН 2.3.2.1078-01 (Зарегистрировано в Минюсте РФ 22 марта 2002 г. N 3326).
81. СанПиН 42-123-4089-86 Предельно допустимые концентрации тяжелых металлов и мышьяка в продовольственном сырье и пищевых продуктах.

82. Гробов О.Ф. Пчелы индикаторы окружающей среды. В: Пчеловодство, 1989, № 12. с. 2-5.
83. Добровольский В. Свинец в окружающей среде. В: Современные проблемы биосферы. М. Наука, 1987. 182 с.
84. Ефименко А. Апимониторинг Биоресурсов Краснодарского Края и оценка их состояния на загрязненность антропогенными поллютантами. Автореф. дис. канд. наук., 2012. 23с.
85. Еськов Е. К. и др. Аккумуляция тяжелых металлов в теле пчел / / Пчеловодство. 2006. №2. с. 14-16.
86. Ильин В. Тяжелые металлы в системе почва - растение. Новосибирск. 1991, 148 с.
87. Кадиров Р. Пчелы как индикаторы загрязнения окружающей среды некоторыми поллютантами. Автореф. дис. канд наук., Москва. 1999. с. 25
88. Кадиров Р.А. Проблемы экологии и загрязнение продуктов пчеловодства тяжелыми металлами //Сб. научных трудов ВНИИВСГЭ, 105, 1998. с.46-49.
89. Кодесь Л., Бычков Н. Миграция тяжелых металлов в продуктах пчеловодства. журнал "Пчеловодство". № 3, 2010, с. 13-16.
90. Коркина В.И. Пыльцевая обножка медоносных пчел как индикатор в апимониторинге загрязнения окружающей среды тяжелыми металлами: Автореф. дис. канд. биол. наук. Новосибирск, 2009. 29 с.
91. Колбина Л.М. Хозяйственно полезные и биологические особенности медоносных пчел в медосборных условиях Западного Предуралья: Автореф. дис. канд. сельск. наук. Ижевск, 2009. 28 с.
92. Кирилюк В. Микроэлементы в компонентах биосферы Молдовы. Ch: Pontos, 2006.156 с.
93. Лебедев В., Мурашова Е. Экологическая чистота продуктов пчеловодства. Источник статьи: журнал "Пчеловодство" 2003. №4. с. 5-7.
94. Ломаев Г. В., Бондарева Н. В. Концепция экологического апимониторинга. Пчеловодство № 3, 2007, с. 4-6.
95. Максимов, В. Влияние техногенных загрязнений на состояние пчел и продукты пчеловодства. Автореф. дис. канд. наук. Москва, 2002. 21с.
96. Минчева И., Содержание тяжелых металлов (Pb) в меде. Ежегодная студенческая научная конференция. 1999. с. 15-17.
97. Методические указания по определению тяжелых металлов в почвах сельхозугодий и продукции растениеводства. Москва, 1992. 61с.
98. Назарова Н. П., Аккумуляция токсикантов в организме пчел и мёде в условиях экологически кризисных районов Республики Татарстан. Живые и биокосные системы, №8 ISSN 2308-9709. <http://www.jbks.ru/assets/files/content/2014/issue8/article-1.pdf> (vizitat 14.09 .2013)
99. Плохинский Н.А. Руководство по биометрии для зоотехников. Изд. «Колос», Москва, 1969. 256 с.
100. Попов С. Я. Основы химической защиты растений. М. Арт-Лион, 2003. 208 стр.
101. Русакова Т. М. и др. Исследование токсических элементов в продуктах пчеловодства / Пчеловодство. № 9.,2006. с. 10-13.
102. Скребнева Л. и др. Особенности аккумуляции тяжелых металлов в медоносных пчелах различных временных генераций. Ученые записи Казанского Университета. Том.1, 2013. http://kpfu.ru/docs/F1261125178/Tom.1_2013.pdf (vizitat 14.06.2012)

103. Суворов А. В. Справочник по клинической токсикологии. Нижний Новгород: Изд-во НГМА, 1996.153 с.
104. Туктарова Ю.В., Фархутдинова Р. Г. Автомобильное загрязнение и качество продуктов пчел. № 4, 2010. <http://al-bee.narod.ru/avtzagi.htm> (vizitat 27.11.2012)
105. Adams M. L. et al. Lead and cadmium as contaminants in UK wheat and barley. In: HGCA conference 2000, Crop management into the Millenium. p.10-20.
106. Accorti, M., Guarcini, R. and Persano Oddo, L. L'ape: Indicatore bio-logico e insetto test. In: Redia, 74, n. 1, 1991. p. 1–15.
107. Adriano D. Trace elements in Terrestrial Environments. Biogeochemistry, Bioavailability and Risk of Metals, second edition, Springer, 2001. 867 p.
108. Agarwal, S. Heavy metal Pollution. APH Publishing Corporation, 2009. p. 3-7
109. AJASA A. et al. Heavy trace metals and macronutrients status in herbal plants of Nigéria. Food Chem 85: 2004. p. 67-71.
110. Alcici N.. Heavy metals in propolis: practical and simple procedures to reduce the lead in the Brazilian propolis. Chemical Abstracts, V 127. 1996, p. 236-237.
111. Aline S. et.al. Study of the Cu, Mn, Pb and Zn dynamics in soil, plants and bee pollen from the region of Teresina (PI), Brazil. 2012. ISSN 1678-2690 www.scielo.br/aabc p.881- 889 (vizitat 15.02.2013).
112. Alcoforado F. Flora apícola e mel orgânico. Cadeia produtiva do mel no Estado do Piauí. Teresina, Embrapa Meio Norte, 2000. p. 9-12.
113. Antonescu C., and C. Mateescu. Environmental pollution and its effects on honess quality. Roman biotechnology. Lett., 2001, 6: p. 371-379.
114. Atanassov I. et al. Applications of data for background concentrations of Pb, Zn, Cu and Cd in oils for calculating critical loads. In: UBA. Effects-based approaches for heavy metals. Workshop Schwerin, Germany, 12-15 October 1999, p. 137-140.
115. Bargagli R. et al. Mosses and lichens as biomonitors of trace metals. A comparison studyon Hypnum cupressiforme and Parmelia caperata in a former mining district in Italy. In: Environmental Pollution, 2002, no. 116, p. 279-287.
116. Barthom.. O pólen no mel do Brasil. Rio de Janeiro,RJ, Gráfica Luxor, 1989.10 p.
117. Balestra V., Porrini C., Giorgio C. Bees, honey, larvae and pollen in biomonitoring of atmospheric pollution. In: Aerobiologia , V. 8, №1, 1992, p. 122-126.
118. Balayiannis G. and Balayiannis P. Bee honey as an environmental bioindicator of pesticides occurrence in six agricultural areas of Greece. In: Arch Environ Contam. Toxicol., V. 55 (3), 2008. p. 462-470.
119. Balsberg P. A. Toxicity of heavy metals (Zn, Cu, Cd, Pb) to vascular plants. A literature review. In: Water, Air, and Soil Pollution, 1989, no. 47. p. 287-319.
120. Barisic D., et al., The role of honey bees in environmental monitoring in Croatia. In Honey Bees: Estimating the Environmental Impact of Chemicals, 2002. p. 160-185.
121. Bergkvist B., Folkesson L., Berggren D. Fluxes of Cu, Zn, Pb, Cd, Cr, and Ni in temperate forest ecosystems-a literature review. In. Water, Air, Soil Pollut., 1989, no. 47, p. 217-286.
122. Blasco C., et al. Assesment of pesticide residues in honey samples from Portugal and Spain, J. Agric. Food Chem ., 51, 2003. p. 8132–8138.
123. Bonvehí J.S. and Bermejo F.J.. Element content of propolis collected from different areas of South Spain. In: Environ. Monit. Assess., 2013. p. 6035–6040.
124. Bogdanov S. et al. Influence of organic acids and components of essential oils on honey taste. In: Bee Journal. 1999, 139: p. 61-63.

125. Bogdanov S. et al. The contaminant of the bee colony. Swiss Bee Research Centre. 2003. p. 1-12.
126. Bogdanov S., Ryll G., Roth H., Pesticide residue in honey and beeswax produced in Switzerland, In: Arbeytagung der Arbeitsgemeinschaft der Bieneninstitute, Schmitten, Deutschland, Apidology 34, 2003. p. 484 - 485.
127. Bogdanov S., Contaminants of bee products. In: Apidologie, Springer Verlag (Germany), 37 (1), 2006. p.1-18.
128. Bonvehi, J. S., Coll, F. V., & Jordà, R. E. The composition, active components and bacteriostatic activity of propolis in dietetics. Journal of the American Oil Chemists Society, 71, 1994. p. 529–532.
129. Buszewski B. et al. Monitoring of Selected Heavy Metals Uptake by Plants and Soils in the Area of Toruń, Poland. In: Polish Journal of Environmental Studies Vol. 9, No. 6, 2000, p. 511-515.
130. Burton M. Biological Monitoring of environmental contaminants (plants). London, 1986. 247p.
131. Bratu, I., Georgescu C. Chemical contamination of bee honey – identifying sensor of the environment pollution, Journal of Central European Agriculture Journal of Central European Agriculture, Vol. 6, No 1. 2005. p. 467-470.
132. Bromenshenk J.J. Monitoring air pollution: More Work for Honeybees // West Wild-lands – 1985. No 3. p. 2 - 7.
133. Campos M. et al. Pollen composition and standardisation of analytical methods. In Journal of Apicultural Research and Bee World 47(2): 2008. p. 156–163.
134. Calvelo P. Analysis of composition, distribution and origin of hexachlorocyclohexane residues in agricultural soils from NW Spain. Sci. Total Environ. 408, 2010. p. 5583 – 5591.
135. Chen F. Determination of organochlorine pesticides in propolis by gas chromatography-electron capture detection using double column series solid-phase extraction. Analytical and Bioanalytical Chemistry, v. 393, n. 3, 2009. p. 1073-1079.
136. Church T., Scudlark J. Trace elements in precipitation at the middle Atlantic coast: A successful record since 1982. In: The deposition and fate of trace metals in our environment, 1992, p. 45-56.
137. Celli, G. L'ape come indicatore biologico dei pesticidi. In: Atti del Convegno: "L'ape come Insetto Test dell'Inquinamento „agricolo”" P.F "Lotta Biologica e Integrata per la Difesa delle Colture Agrarie e delle Piante Forestali", March 28, 1992, Florence, Italy Ministero „agricoltura e Foreste, Rome, Italy, 1994. p. 15–20.
138. Cesco S., Barbattini R., Agabiti M. Honey bee and bee products as possible indicators of cadmium and lead environmental pollution. An experience of biological monitoring in Portogruaro city (Venice, Italy). Apicoltura 9, 1994. p. 103 – 118.
139. Clemens S., 2006, Toxic metal accumulation, responses to exposure and mechanisms of tolerance in plants, Biochimie 88: p. 1707–1719.
140. Coşkun M. et al Heavy metals pollution of surface soil in the Thrace region, Turkey. In Springer. Environmental Monitoring and Assessment (2006) 119: p. 545–556.
141. Conti M., Botre F. Honeybees and their products as potential bioindicators of heavy metals contamination. In: Environmental Monitoring and Assessment, 69, 2000. p. 267-282.
142. Codex Alimentarius (1994) Codex Standard for Honey, Codex Stan 12-1981, Rev.1 (1987), Volume 11, FAO, Rome.

143. Council Directive 2001/110/EC relating to honey.
144. Crane E. Bees, honey and pollen as indicators of metals in the environment. *Bee World*, 65(1), 1984, p. 47–49.
145. Cvek, J. The content of essential and toxic elements in Croatian propolis samples and their tinctures. *Journal of Apicultural Research and Bee World*, 47, 2008. p. 35–45.
146. Dikshit T.S.S. Toxicology of pesticides in animals. India, 1991.
147. Dobrinas S., Birghila S., Coatu V. Determination of organochlorine and polycyclic aromatic hydrocarbons pesticides in honey from different regions of Romania. In: *Chemicals as Intentional and Accidental Global Environmental Threats*, 2006, Springer, p. 413 - 415.
148. Dosskey, M., Adriano, D. Trace metal impact on plants: Mediation by soil and mycorrhizae. In: *The deposition and fate of trace metals in our environment*, 1992, p. 105 - 115.
149. Duffus, J.H., 2002, "Heavy metal"- a meaningless term? (IUPAC Technical Report), *Pure Applied Chemistry* 74: p. 793-807.
150. Environment in the European Union at the turn of the century: 1999, 'Environmental assessment No.2, Prepared in collaboration with a large number of individuals in EEA, EIONET and other institutions', Published by the European Environment Agency, Copenhagen, ISBN:92-9167-202-0. www.eea.europa.eu/publications (vizitat 04.11.2012).
151. EPA Method 3050B. Acid digestion of sediments, sludges and soil.
152. EMEP/CCC-Report 4/2013. Heavy metals and POP measurements, 2011. Norwegian Institute for Air Research PO Box 100, NO-2027, Kjeller, Norway, 2013. 136 p.
153. Eremia N. Dabija T , Dodon I. Micro- and Macroelements Content in Soil, Plants Nectaropollenifer Leaves, Pollen and Bees Body. *Animal Science and Biotechnologies*, 2010, 43 (2). p. 180-182.
154. Eremia N., Dabija T., Dodon I. Study of dynamics of heavy metals in soil plants, bee products and bee body. In: *Buletin UASVM Animal Science and Biotechnologies*, 67 (1-2), Cluj Napoca, 2010, p. 183-187.
155. Ernst W. Effects of heavy metals in plants at the cellular and organismic level, in *Ecotoxicology*, Schuurmann G, Markert (Eds) , John Wiley & Sons Inc. and Spektrum Akademischer Verlag , Weinheim, 1998. p. 587-621.
156. EURACHEM/CITAC Guide CG-4. QUAM: Quantifying Uncertainty in Analytical Measurement. 2000. www.citac.cc/QUAM2000-1(vizitat 05.02.2012)
157. Fairbrother A. Framework for Metal Risk Assessment In: *Ecotoxicology and Environmental Safety* 68: 2007. p. 145–227.
158. Fakhimzadeh K. and Lodenius M. Honey, pollen and bee as indicators of metal pollution. In: *Acta Universitatis Carolinae Environmentalica* 14.2000. p. 13-20.
159. FAO/WHO. The 53rd Meeting of the Joint Expert Committee on Food Additives. 2000. <http://www.inchem.org/documents/jecfa/jecmono/v44jec12.htm> (vizitat 11.09.2011).
160. Fernandez M., Pico Y., Mans J. Analytical Methods for Pesticide Residue Determination in Bee Products. In: *Journal Food Prot.*, 2002, 65 (9): p.1502-1511.
161. Formicki Gh. et al. Metal Content in Honey, Propolis, Wax, and Bee Pollen and Implications for Metal Pollution Monitoring. *Pol. J. Environ. Stud.* Vol.22, No.1. 2013, p. 99-106.

162. Gliga. O. *Apis mellifera* and their products bioindicators of environment. In: Actual problems of protection and sustainable use of the animal world diversity. International Conference of Zoologist. Chisinau: Institute of Zoology, 2011. p. 115-117.
163. Gliga O. Some aspects of propolis contamination. In the: Actual problems of protection of sustainable use of the animal world diversity. VIII-th International conference of Zoologists. 10-12 October 2013. p. 82-84.
164. Gliga O. The content of heavy metals in the bees body depending on location area of hives. In: Scientific International Symposium. „Soil and food, resources for healthy living” 22-24 October 2015, Iasi, Romania. p. 100-106.
165. Gliga O., Cebotari V., Buzu I. Corelation between the content of heavy metals (Pb, Cd, Cu) in the bee products and bee body. In: Scientific International Symposium. „Soil and food, resources for healthy living” 22-24 October 2015, Iasi, Romania. p. 126-132.
166. Greger M, 2004 Metal availability, uptake, transport and acumulation in plants. In: Heavy metals stress on plants. Springer Verlag berlin, 2004. p.1-27.
167. Guide to the Expression of Uncertainty in measurement: First edition. ISO, Geneva, 1993.
168. Hassan A. Et al. Evaluation of lead, cadmium and coopper concentrations in bee honey and ediblemalasses. In: American Journal of Applied Sciences 7 (3), 2010. p. 315-322.
169. Ioannidou M.D., et al., Direct determination of toxic trace metals in honey and sugars using inductively coupled plasma atomic absorption spectrometry. *Talanta*, 65, 2005. p. 92–97.
170. Iordache V., Ion S., Pohoată A. Integrated modeling of metals biogeochemistry: potential and limits. În: *Chemie der Erde*, 2009, no. 69, p. 125-169.
171. Jamnicka G. et al., Heavy metal accumulation and distribution in forest understory herb species of Carpathian beech ecosystems. In: *Chemical Speciation and Bioavailability* (2013), 25(3), p. 209-215.
172. Jones K.C. Honey as an indicator of heavy metal contamination // *Water Air Soil Pollut.* V. 33. № ½, 1987, p. 179–189.
173. Kolankaya D., et al. Pesticide residues in honeybees and same honeybee products in Turkey. În: *Pesticides*, 2002, Volume 17: p. 73-84.
174. Kum P., Necemer Mand S., Nadjer J. Determination of trace elements in bee honey, pollen and tissue by total reflection and radioisotope X-ray fluorescence spectrometry. In: *Spectrochim Acta* 51: 1996. p. 499-507.
175. Kuritz T. and Wolk C. Use of filamentous cyanobacteria for biodegratation of organic pollutants. In: *Applied and Environmental Microbiology*, 1995, vol. 61, p. 234-238.
176. Kloke A. Richtwerte’80 Orientierungsdaten für tolerierbare Gesamtgehalte einiger Elemente in Kulturböden, Mitt. VDULFA, H1-3, 1980, p. 9-11.
177. Lopez R. D. et al. Evaluation of pesticide residues in honey from different geographic regions of Colombia. In: *Food control* 37, 2014. p. 33 - 40.
178. Łozowicka B., et al. Evaluation of organochlorine pesticide residues in soil and plants from East Europe and Central Asia. In: *Desalination an water treatment*. vol. 52, 2014. p. 1-12.
179. Metcalf, R. Organic insecticides, their chemistry and mode of action. Intercience, New York., 1955. 392 p.
180. Margaoan R. et al. Bee Collected Pollen – General Aspects and Chemical Composition. In *Bulletin UASVM Animal Science and Biotechnologies*, 67 (1-2). 2010. ISSN 1843-536X. p. 254-259.

181. Meers E et al. Comparison of EDTA and EDDS as potential soil amendments for enhanced phytoextraction of heavy metals. *Chemosphere* 58: 2005. p. 1011-1022.
182. Moniruzzaman M. et al. Determination of Mineral, Trace Element, and Pesticide Levels in Honey Samples Originating from Different Regions of Malaysia Compared to Manuka Honey. In: *BioMed Research International* .2014. p. 1 - 10.
183. Montenegro Fredes. Heavy metals and other trace elements contents in Chilean honey. In: *Cien. Inv. Agr.* 33: 2006. p. 50-58.
184. Mujic I., et al. Determination of Pesticides, Heavy Metals, Radioactive Substances, and Antibiotic Residues in Honey. In: *Polish Journal of Environment Studies*. Vol. 20, No. 3, 2011, p. 719-724.
185. Orsi R. de O. Pesticides in the propolis at São Paulo State, Brazil. In: *Animal Sciences Maringá*, vol. 34, n. 4, 2012 p. 433-436.
186. Porrini C. et al. Use of honey bees as bioindicators of environmental pollution in Italy. In: *Honey bees: The Environmental Impact of Chemicals*. London, 2002, p. 186 – 247.
187. Porrini C. et al. Honey bee and bee products as monitor of the environmental contamination. In: *Apiacta* 38, 2003, p. 63-70.
188. Porrini C., et al. The death of honey bees and environmental pollution by pesticides, the honey bees as biological indicators. In: *Bulletin of Insectology* 56 (1), 2003. p.147-152.
189. Puschenreiter, M., Horak, O., Influence of different soil parameters on the transfer factor soil to plant of Cd, Cu, Zn for weath and rye, *Die Bodenkultur* 51: 2000. p. 3 -10.
190. Rabinowitz M. J. Kinetic analisys of lead metabolizmin health humans. In: *Clin. Jniverst.* 58, 1976. p. 260-270.
191. Raeymaekers B. A Prospective Biomonitoring Campaign With Honey Bees in a District of Uppear-Bavaria (Germany). In: *Environmental Monitoring and Assessment*, 2006, V. 116, p. 233–243.
192. Raes H., Cornelis R., Rzeznic U. Distribution, accumulation and depuration of administered lead in adult honeybees. In: *Sci. Total Environ.* 1992, V.113/3, p. 269 – 279.
193. Rashed M. Soltan Me. Major and trace elements in different types of Egyptian mono-floral and non-floral bee honeys. In: *J. Food Com. Anal.* 2004, 17: p. 725-735.
194. RIVM (1992). The environment in Europe: a global perspective. Report 58 150.5001, Bhetoven, The Netherlands.
195. Roman A. et al. The propolis as a bioindicator of environmental heavy metals pollution. In: *Animal hygiene and sustainable livestock production. Proceedings of the XVth International Congress of the International Society for Animal Hygiene*, Vienna, Austria, 3-7 July 2011, Volume 3, 2011. p. 1151-1153.
196. Roman A. et al. Comparative study of selected toxic elements in propolis and honey. In: *Journal of Apicultural Science* Vol. 55 No. 2, 2011. p. 97– 106.
197. Roman A. Levels of Copper, Selenium, Lead, and Cadmium in Forager Bees. *Polish J. of Environ. Stud.* Vol. 19, No. 3, 2010. p. 663-669
198. Rossi, S. et al. Multiresidual method for the gas chromatographic analysis of pesticides in honeybees cleaned by gel permeation chromatography. *J. Chromatogr. A* 2001, 905: p. 223-232.
199. Ruschioni S. et al. Biomonitoring with Honeybees of Heavy Metals and Pesticides in Nature Reserves of the Marche Region (Italy). In: *Biological Trace Element Research* 154 (2) Pub Med, 2013. p. 226-233.

200. Santos T. F. et al. MSPD procedure for determining buprofezin, tetradifon, vinclozolin, and bifenthrin residues in propolis by gas chromatography–mass spectrometry. In the: Springer. Departamento de Química, Universidade Federal de Sergipe, Brazil. 2008. <http://link.springer.com/article/10.1007/s00216-007-1813-y/fulltext>. (vizitat 09.02.2013)
201. Schulte A. et al. Entwicklung der Niederschlags-Deposition von Schwermetallen in West-Deutschland. Blei und Cadmium. In BodenK, 1996, no. 159, p. 377-383.
202. Smidt S. et al. Trace Metals and Radionuclides in Austrian Forest Ecosystems. In: The Biosphere, Dr. Natarajan Ishwaran, 2012, p. 93-118.
203. Stark J.A. The honey-bee (*Apis mellifera* L.) as monitor of short and long term environmental and ecological changes, XXXVIII-th Apimondia International Apicultural Congress, Ljubljana, Final Programme and Book of Abstracts, 2003. p. 284.
204. Suciú I. et al. Analysis of Soil Heavy Metal Pollution and Pattern in Central Transylvania. In. Int. J. Mol. Sci. 2008, vol. 9, p. 434-453.
205. Senczuk W., et al. Toxicology. Warsaw. Medical Publishing House PZWL, Edit. IV, 2002. pp. 470-478, 482-484, 490-498, 506-509.
206. Taddia M., A. Musiani and S. Schiavy. Determination of heavy methals by Zeeman electrothermal atomic absorbtion spectrometry. In: An. di Chim., 2004. 94: p. 107-111.
207. Thiessen K. et al. Modelling radionuclides distribution and transport in the environment. In: Environmental Pollution, 1999, no. 100: p. 151-177.
208. Veleminsky M. et al. Honeybee (*Apis Mellifera*) as environmental monitors of heavy metals in Czechoslovakia. In: Acta Entomologica Bohemoslovaka 87(1), 1990, p.37-44.
209. Ward N. 2000. Trace elements. Environmental analytical chemistry, 2nd ed., Australia, Blackwell Science, p. 360-392.
210. Wolterbeek B. Biomonitoring of trace element air pollution: principles, possibilities and perspectives. In: Environ Pollution 2002, no. 120: p. 11–21.
211. Watmough, S.A., Dickinson, N.M., Dispersal and mobility of heavy metals in relation to tree survival in an aerially contaminated woodland soil, Environmental Pollution 90, 1995. p. 135-142.
212. Waliszewski S. et al. Levels of organochlorine pesticides in soils and rye plant tissues in a field study. În: J Agric Food Chem. 2004, (23), p. 7045-50.
213. Yahya A ., et al., Honey bees and their products as a bioindicator of environmental pollution with heavy metals polution. In: Mellifera, Harum. 13-26:10-20, 2013, p. 10 - 20.
214. Yamamoto T., Present State of Basic Studies on Propolis in Japan Speechof the International Conference on Bee Product Properties Application and Apitherapy, Tel-Aviv, Israel, May, 1996.
215. Zuhang, P., Huiling, Z., Wensheng, S., 2009, Bio transfer of heavy metals along a soil-plant-insect-chicken food chain: Field study, Journ. of Environ.Sci. 21, p. 849-853.
216. Zugravu C. et al., Correlations between Lead and Cadmium pollution of Honey and Environmental Heavy Metal Presence in Two Romanian Counties. In: Bulletin UASVM Agriculture, 66 (2)/2009. ISSN 1843-5246. p. 230 - 233.
217. Zhang Ping L. Determination Pb, Cd and Cu in bee pollen by GFAAS with microwave digestion. In: Chines Journal of Spectroscopy Laboratory No. 9, 05, 2010.
218. Zhelyazcova I., Gurgulova K. Changes in the quantity of heavy metals in the haemolymph of worker bees fed micro – element containing sugar solution. In: Uludag Bee J. 2004, V.4, No 2, p. 77– 80.
219. Zhelyazkova I. Honeybees – bioindicators for environmental quality. In: Bulg. J. Agric. Sci.,18(3), 2012. p. 435-442.

A N E X E

Date privind nivelul utilizării pesticidelor în Republica Moldova.

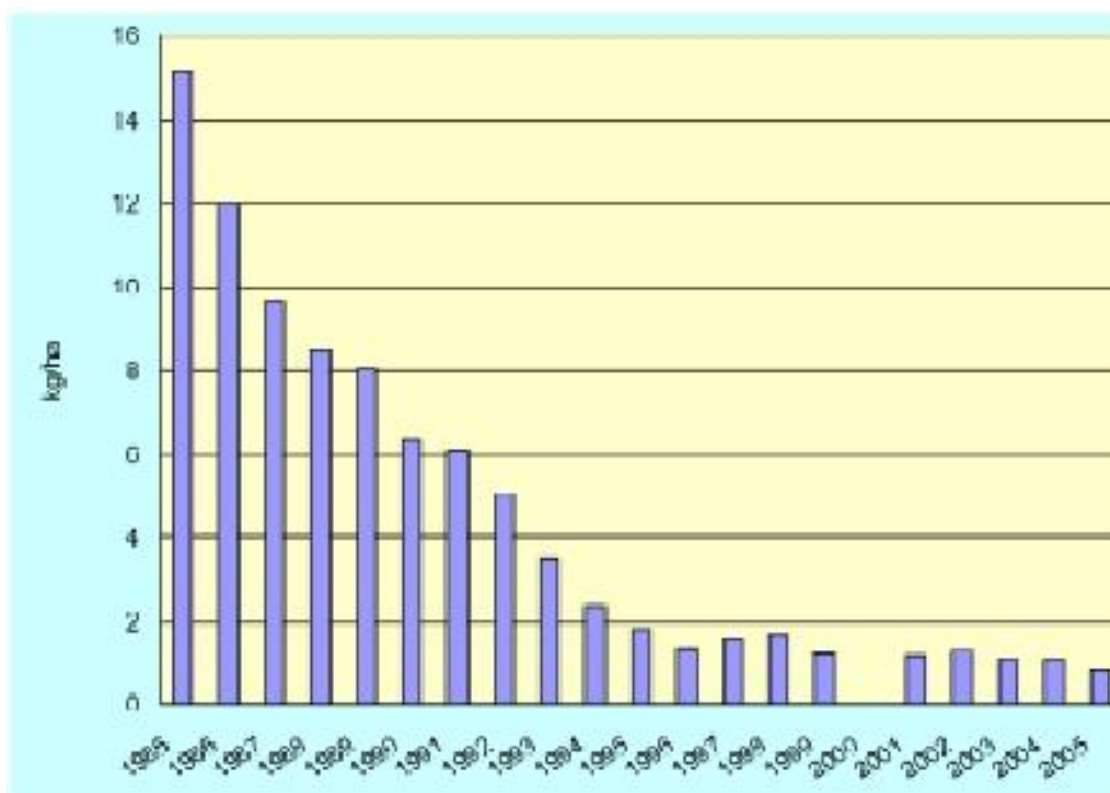


Fig. A 1. Nivelul utilizării pesticidelor în Republica Moldova [31].

Nivelul metalelor grele în sol după diferiți autori

Tabelul A 2.1 Concentrațiile de fond și valoarea CMA ale MG în sol, mg/kg

Elementul	Clarcul	Diapazonul concentrației în sol, mg/kg	CMA
Pb	16	0,01 - 10	30
Cd	0,5	0,01 - 1	5
Cu	70	2 - 100	100
Cr	11 - 12	1 - 100	100
As	6	1 - 50	50
Ni	80	1 - 100	100
Hg	-	0,01 - 1	5
Zn	132	10 - 300	300

(după Răuță și Cîrstea, 1983; citat de Tărlă 1998) [65]

Tabelul A 2.2 Nivelurile conținutului metalelor grele în solurile din Republica Moldova, pH – 6,0 – 8,5

Nivelul conținutului	Pb	Cd	Cu
Foarte scăzut	<10	<	<10
Scăzut	11 - 20	0,11 - 0,25	11 - 25
Mediu	21 - 30	0,26 – 0,50	26 - 50
Sporit	31 - 40	0,51 – 1,0	51 - 75
Mare	41 - 50	1,1 – 2,0	76 - 100
Foarte mare	51 - 60	2,1 – 3,0	101 - 150

(după Кирилук, 2006)

Tabelul A 2.3. Concentrațiile metalelor grele în sol, după diferiți autori

Autorii	Pb (mg/kg)	Cd (mg/kg)	Cu (mg/kg)
Pragul de alertă (PA) (Kloke, 1980)	50	-	100
Pragul de intervenție (PI) (Kloke, 1980)	100	-	200
Diapazonul în solurile RM (Кирилук, 2006)	5 – 30	0,2 – 0,8	2 - 400
Media în solurile RM (Кирилук, 2006)	20	0,41	32
Klark (Lăcătușu, 2008)	30		22,2

Conținutul metalelor grele în corpul albinelor, după diferiți autori

Tabelul A 3.1. Conținutul de *Pb*, *Cd* și *Cu* în corpul albinelor

Elementul / Tipul sitului	Concentrații	Situl de cercetare	Autori
Plumb	0,59 1,29 (mg/kg)	Республика Татарстан	Скребнева Л. и другие, 2012 [102].
Zone nepoluate	0,2- 2,4	Zagora region	Zhelyazcova I., Gurgulova K., 2004 [218].
Zone poluate	0,3 – 15,5 ($\mu\text{g/kg}^{-1}$)		
	0,36 $\pm$ 0,02 1,00 $\pm$ 0,02 (mg/kg)	Краснодарский Край	Ефименко А., 2012 [84]
	1,15 -	Приморский Край	Кодесь Л., Бычкова Н., 2010[89]
	0,439-2,744 (mg/kg)	Italy	Porrini C. et al, 2002 [186]
Cadmiu	0,12 0,23	Республика Татарстан	Скребнева Л., 2012[102]..
Zone nepoluate	0,06 -	Приморский Край	Кодесь Л., Бычкова Н., 2010 [89].
Zone poluate	0,01 – 0,3 0,03 – 6,2 ($\mu\text{g/kg}^{-1}$)	Zagora region	Zhelyazcova I., Gurgulova K., 2004 [218].
	0,43 $\pm$ 0,03 1,85 $\pm$ 0,03 (mg/kg)	Республика Татарстан	Назарова Н. П., 2005 [93].
Cupru	2,40 $\pm$ 1,40 24,93 $\pm$ 0,35 (mg/kg)	Республика Татарстан	Назарова Н. П., 2005 [98] .
Zone nepoluate	9 – 21	Zagora region	Zhelyazcova I., Gurgulova K., 2004 [218].
Zone poluate	13 – 27($\mu\text{g/kg}^{-1}$)		

Conținutul metalelor grele în produsele apicole, după diferiți autori

Tabelul A 4. 1. Conținutul de *Pb*, *Cd* și *Cu*, în polen

Elementul	Concentrații Min.-max.	Situl	Autori
<i>Pb</i>			
Zone nepoluate	<20 – 159 115 – 335 $\mu\text{g/kg}^{-1}$	or. Roma (Italia)	Conti M., Botre F., 2000 [136]
Zone poluate	0,176 $\pm$ 0,021 0,840 $\pm$ 0,085 mg/kg	R. Moldova	Gliga, 2015
<i>Cd</i>			
Zone nepoluate	<15 – 81,3 <15 – 90,1 $\mu\text{g/kg}^{-1}$	or. Roma (Italia)	Conti M., Botre F., 2000 [141]
Zone poluate			
<i>Cu</i>			
Zone nepoluate	6,8 – 12 7,8 – 19 mg/kg	Finlanda Turcia zone agricole	Fakhimzadex K., Lodenus M. 2000[158]
Zone poluate	24,18 mg/kg		Yahya A. et al., 2013 [213]

Tabelul A 4. 2. Concentrația MG (*Pb*, *Cd*, *Cu*) în miere.

Elementul	Concentrații Min.-max.	Autori / Situl
<i>Pb</i>	<2 - 200 $\mu\text{g/kg-1}$ 3,3 – 45,0 $\mu\text{g/kg-1}$ 0,007 – 0,12 0,20 – 1,25 mg/kg 0.1907 $\pm$ 0.0437 0.1209 $\pm$ 0.0445 mg/kg	Jones, 1987, Marea Britanie [172] Conti M., F. Botre.,2000, or. Roma [141] Ефименко, 2012, Краснодарский Край. Туктарова Ю.,Фархутдинов Р., 2010, Республика Башкортостан [84] Zugravu C. et al, 2009 România [216] Zone poluate/ nepoluate
<i>Cd</i>	< 0,3 - 300 $\mu\text{g/kg-1}$ < 2,0 – 63,0 $\mu\text{g/kg-1}$ 0,0006- 0,0012mg/kg 0 – 0,05 mg/kg 0.0167 $\pm$ 0.0012 0.0103 $\pm$ 0.0027 mg/kg	Jones, 1987, Marea Britanie Conti M., F. Botre.,2000, Rome, Italy [141] Ефименко, 2012, Краснодарский Край [84] Туктарова Ю.,Фархутдинов Р., 2010, Республика Башкортостан [99] Zugravu C. et al., 2009 România [216] Zone poluate Zone nepoluate
<i>Cu</i>	0,058 – 0,096 1,10 – 1,90 mg/kg	Ефименко, 2012, Краснодарский Край [84] Туктарова Ю., Фархутдинов Р., 2010, Республика Башкортостан [104]

Tabelul A 4.3. Conținutul de *Pb*, *Cd* și *Cu* în propolis

Elementul	Media	Autori / Regiunea
<i>Pb</i>	6,91mg/kg 10,90 mg/kg 19 – 48 mg/kg 2,3 - 461 mg/kg	Roman A. et al.,2011, Polonia [195, 196]. Кодесь Л.,Бычъков Н, 2010, Приморский край. Alcici and Freire, 2002, Brazilia [110]. Marea Britanie, (UK Food Standards Agency1995).
<i>Cd</i>	0,218 0,194 mg/kg-1 0,08mg/kg < 3mg/kg 72,4 ± 20,6 μg/kg 0,62 – 6,59 μg/kg-1	Roman A. and al., 2011, Opole region [195, 196]. Кодесь Л., Бычъков Н, (2010), Приморский край [89] Bonvehí et al., 1994 Spain [123] Bonvehí and Bermejo, 2012, South Spain [128]. Conti M., F. Botre.,2000 city of Rome and province [141].
<i>Cu</i>	7,12 6,95 mg/kg-1 3,45 ± 0,68 μg/kg	Roman A. et al (2011), Opole region [186, 187]. Bonvehí and Bermejo, (2013), South Spain [124].

Relația dintre conținutul MG în componentele apicole
și activitatea vitală a familiilor de albine

Tabelul A. 5.1.

N. f/a	Conținutul de MG						Viabilitatea puietului %	Rezistența la boli %	Produc tivitatea mierii kg
	Pb		Cd		Cu				
	Corp albine	polen	Corp albine	polen	Corp albine	polen			
anul 2012									
2	0,126	0,093	0,055	0,026	3,85	5,63	86,5	80,5	21,8
4	0,179	0,155	0,021	0,015	4,01	8,15	87,5	79,0	12,5
6	0,241	0,200	0,071	0,036	3,92	7,22	94,4	91,5	33,9
7	0,153	0,272	0,023	0,019	5,12	7,22	93,1	90,7	40,5
9	0,157	0,184	0,038	0,028	3,97	8,72	89,3	81,5	24,4
11	0,118	0,357	0,068	0,052	4,62	10,13	90,6	90,5	42,5
19	0,283	0,128	0,025	0,008	3,77	6,05	92,7	90,0	27,9
20	0,179	0,205	0,042	0,024	4,87	7,92	88,5	83,0	20,2
24	0,132	0,114	0,011	0,019	4,11	8,28	88,1	85,0	15,7
32	0,220	0,379	0,031	0,033	5,08	10,63	83,8	81,5	13,3
27	0,327	0,412	0,042	0,027	4,10	8,19	87,8	89,5	23,0
29	0,226	0,191	0,039	0,030	4,22	8,12	92,1	92,5	31,4
anul 2013									
2	0,120	0,164	0,036	0,021	4,08	7,02	90,2	90,0	29,5
4	0,092	0,124	0,018	0,019	3,79	6,04	89,8	90,5	27,3
6	0,085	0,072	0,029	0,009	3,11	6,15	89,4	91,0	27,2
7	0,139	0,195	0,027	0,014	4,00	7,72	89,0	93,0	34,7
9	0,105	0,173	0,028	0,011	3,77	7,40	91,0	86,6	37,0
11	0,161	0,297	0,037	0,016	4,94	8,22	92,8	90,0	37,5
19	0,283	0,186	0,031	0,020	3,27	7,68	90,9	92,5	35,0
20	0,126	0,170	0,024	0,019	3,55	6,76	90,7	91,0	39,2
24	0,131	0,117	0,030	0,021	4,20	6,87	90,7	88,0	28,5
32	0,133	0,089	0,017	0,007	2,81	6,04	91,0	93,0	39,0
27	0,218	0,291	0,034	0,032	4,05	8,09	88,5	91,0	30,3
29	0,283	0,243	0,038	0,037	3,70	7,43	90,7	91,0	37,8

Conținutul poluanților în componentele mediului
în diferite situri cu impact

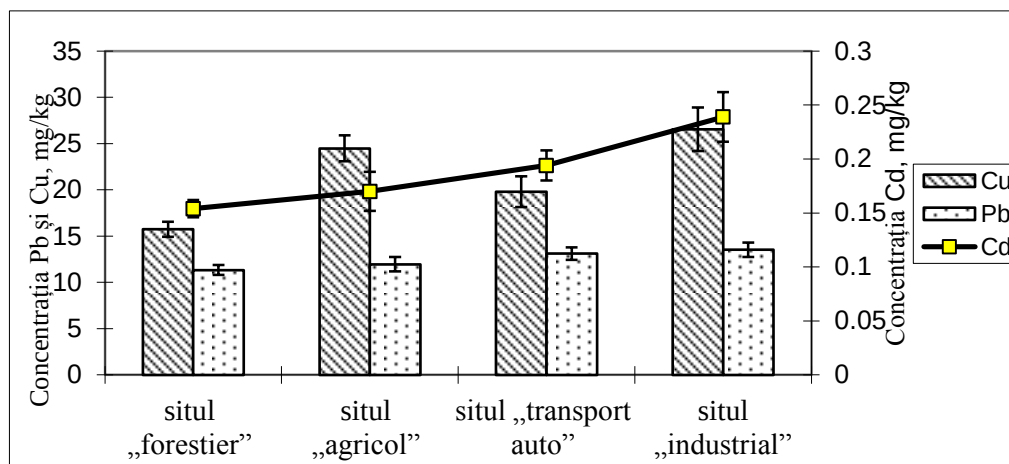


Figura A 6.1. Conținutul de Pb, Cd și Cu în stratul de sol 0 - 25 cm, în diferite situri de cercetare

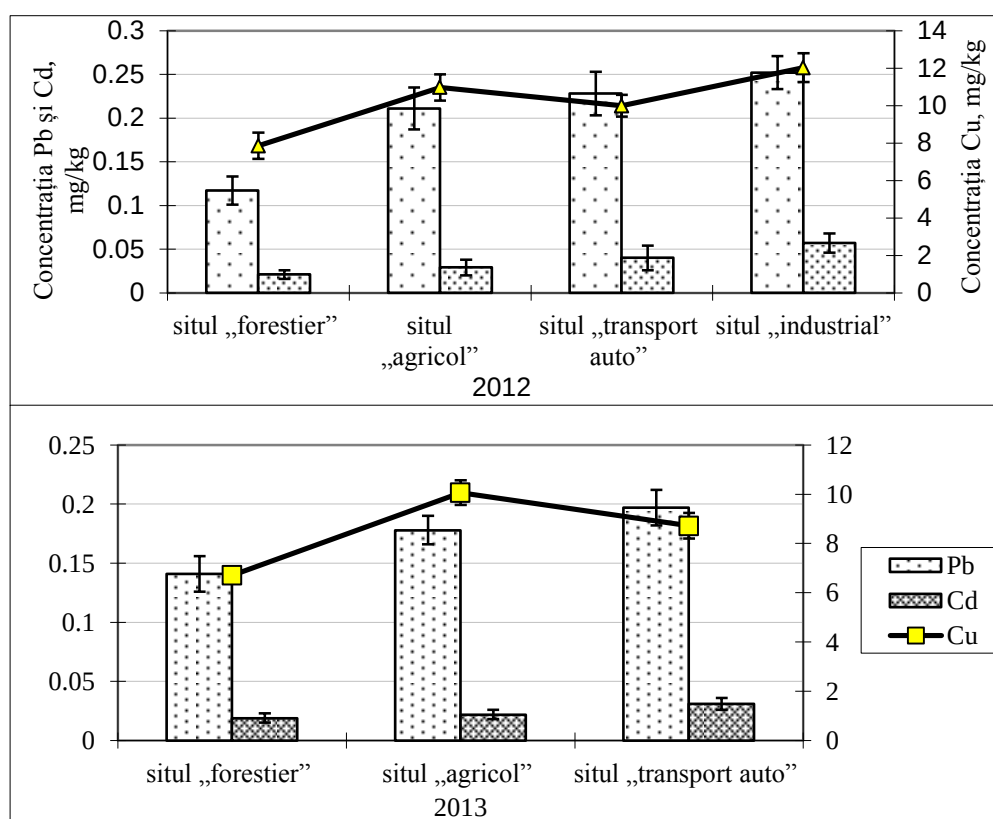


Figura A 6.2. Conținutul de Pb, Cd și Cu în florile melifere în diferite situri de cercetare.

Conținutul metalelor grele în corpul albinelor și produsele apicole

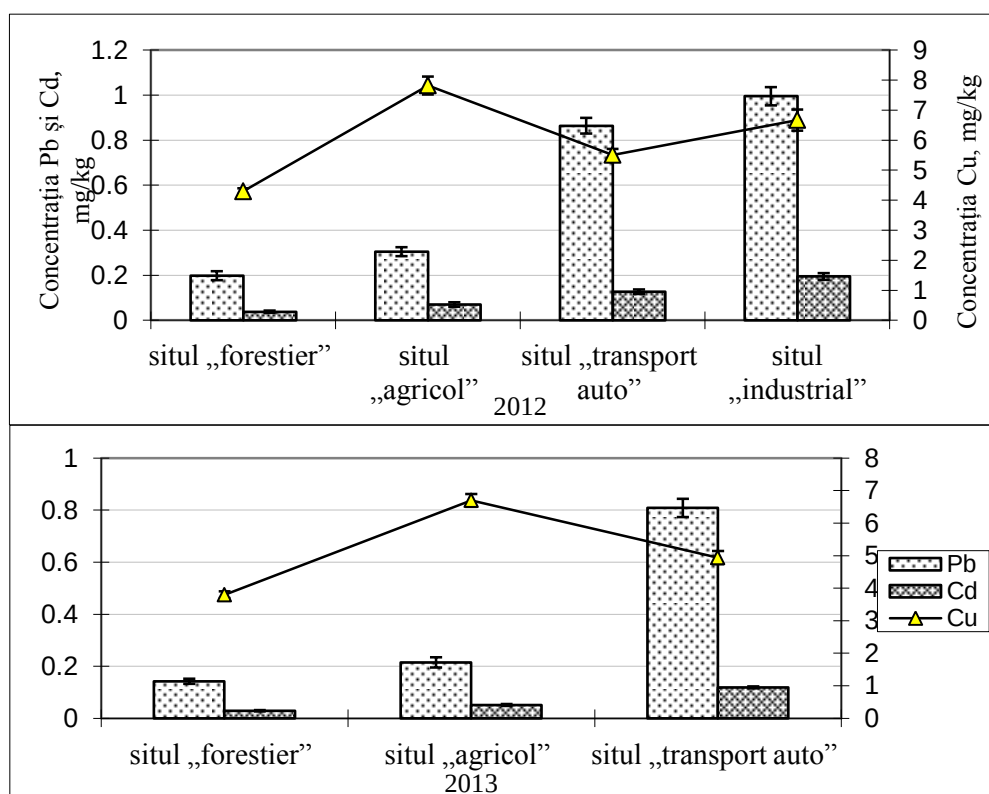


Figura A 7.1 Conținutul mediu de *Pb*, *Cd* și *Cu* în corpul albinelor în diferite situri de cercetare.

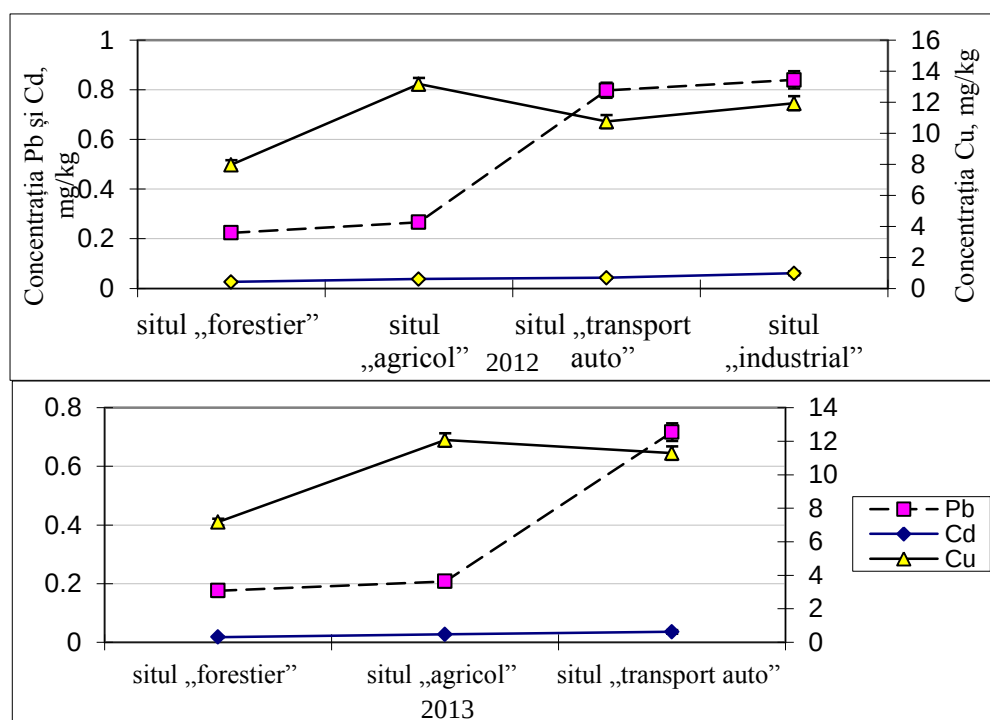


Figura A 7.2 Conținutul mediu de *Pb*, *Cd* și *Cu* metalelor grele în polen

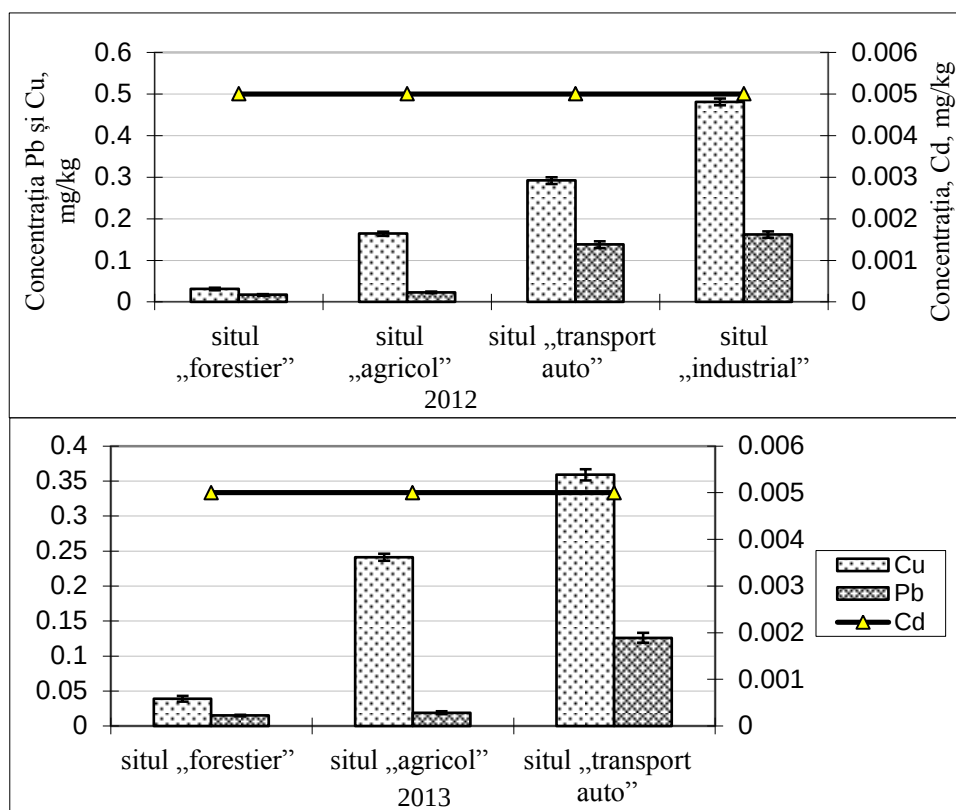


Fig. A 7.3. Conținutul mediu de *Pb*, *Cd* și *Cu* în miere în diferite situri de cercetare

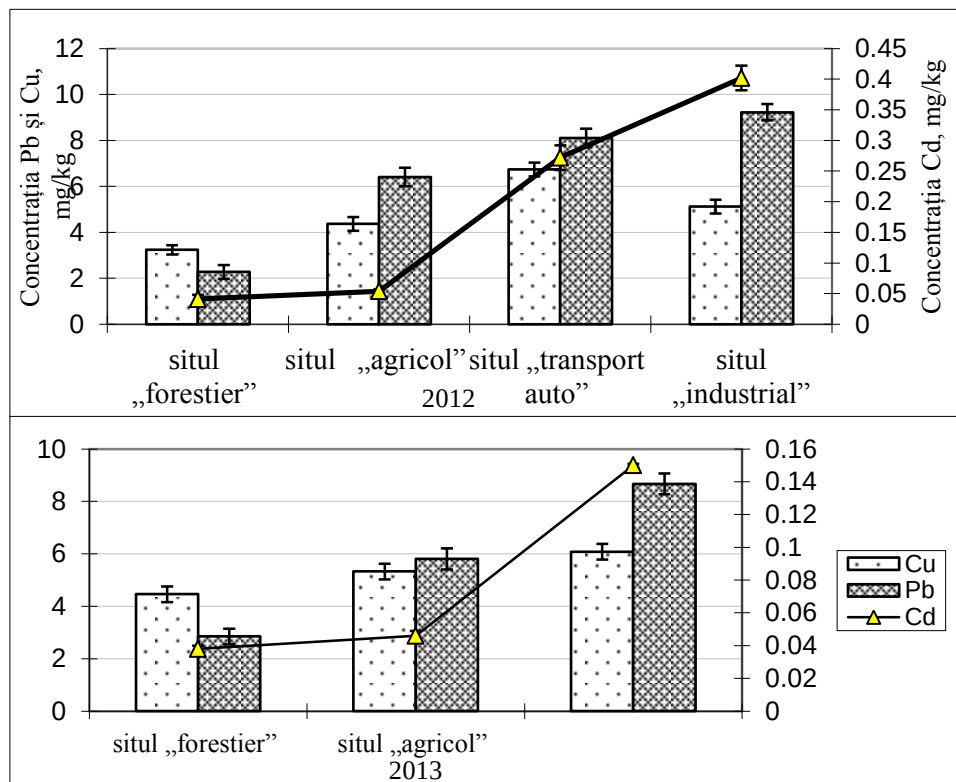


Figura A 7.4. Conținutul mediu de *Pb*, *Cd* și *Cu* în propolis în diferite situri de cercetare

A C T
de implementare a realizărilor științifice
 ale Laboratorului de Apicultură a Institutului de Zoologie al AȘM
 nr. 1 din „22” martie 2015 or. Călărași

Noi, subsemnații:

Cebotari Valentina, dr. șt. agr., conf. cerc., șef al Laboratorului de Apicultură al Institutului de Zoologie al AȘM, pe de o parte, și

Diacon Mihail, director al PS AO „Agroconsultant”, Călărași, al Agenției Naționale de Dezvoltare Rurală (ACSA) din Republica Moldova, pe de altă parte, am întocmit prezentul act, precum că:

începând cu luna martie a anului 2015, în raionul Călărași, prin intermediul seminarelor de școlarizare și perfecționare profesională a apicultorilor, în cadrul proiectului de extensivitate, a fost organizată implementarea și transferul tehnologic al realizărilor științifice în apicultură ce țin de „Ajustarea tehnologiei apicole autohtone la normele UE privind apicultura convențională și organică” și anume:

- Apicultura ecologică;
- Procedee de evaluare a gradului de poluare a mediului ambiant cu ajutorul produselor apicole;
- Tehnologia performantă de creștere și exploatare a familiilor de albine în stupinele mici și mijlocii;
- Procedee eficiente de hrănire organică a familiilor de albine în perioadele deficitare de cules în natură;
- Material genitor apicol de valoare genetică înaltă;
- Lucrări de sezon în stupină;
- Sănătatea albinelor, profilaxia și tratamentele organice la albine;
- Protecția albinelor în condițiile utilizării în fitotehnie a pesticidelor nocive;
- Organizarea apiculturii la pastoral, polenizarea dirijată a culturilor agricole;
- Pregătirea profesională a apicultorilor.

Ca rezultat al organizării și desfășurării atât al seminarelor și cursurilor de instruire, cât și al standului cu exponate apicole și material biologic la expoziția-târg, apicultorii-fermieri, din raionul Călărași, au fost familiarizați cu inovațiile în domeniu, inclusiv, tehnologii moderne de creștere și exploatare a familiilor de albine, apicultura ecologică, conform normelor europene.

Efectul economic din implementarea realizărilor științifice în apicultură constituie estimativ 90 lei/familie de albine (20 kg miere x 15 % = 3 kg x 30 lei/Kg).

Au oferit realizările științifice:
 Șeful Laboratorului de Apicultură
 al Institutului de Zoologie al AȘM



Valentina Cebotari

Au confirmat implementarea realizărilor
 științifice:
 director al PS AO „Agroconsultant”, Călărași



M. Diacon

A C T
de implementare a realizărilor științifice
ale **Laboratorului de Apicultură** a Institutului de Zoologie al AȘM
nr. 02 din „01” aprilie 2015 or. Soroca

Noi, subsemnații:

Cebotari Valentina, dr. șt. agr., conf. cerc., șef al Laboratorului de Apicultură al Institutului de Zoologie al AȘM, pe de o parte, și

Slutu Serghei, Șef al Direcției Agricultură și Alimentației a Consiliului Raional Soroca pe de altă parte, am întocmit prezentul act, precum că:

Începând cu luna aprilie a anului 2015, în raionul Soroca, prin intermediul seminarelor de școlarizare și perfecționare profesională a apicultorilor, în cadrul proiectului de extensie a fost organizată implementarea și transferul tehnologic al realizărilor științifice în apicultură ce țin de „**Ajustarea tehnologiei apicole autohtone la normele UE privind apicultura convențională și organică**” și anume:

- Apicultura ecologică;
- Procedee de evaluare a gradului de poluare a mediului ambiant cu ajutorul produselor apicole;
- Tehnologia performantă de creștere și exploatare a familiilor de albine în stupinele mici și mijlocii;
- Procedee eficiente de hrănire organică a familiilor de albine în perioadele deficitare de cules în natură;
- Material genitor apicol de valoare genetică înaltă;
- Lucrări de sezon în stupină;
- Sănătatea albinelor, profilaxia și tratamentele organice la albine;
- Protecția albinelor în condițiile utilizării în fitotehnie a pesticidelor nocive;
- Organizarea apiculturii la pastoral, polenizarea dirijată a culturilor agricole;
- Pregătirea profesională a apicultorilor.

Ca rezultat al organizării și desfășurării atât al seminarelor și cursurilor de instruire, cât al standului cu exponate apicole și material biologic la expoziția-târg, apicultorii-fermieri, din raionul Soroca, au fost familiarizați cu inovațiile în domeniu, inclusiv, tehnologii moderne de creștere și exploatare a familiilor de albine, apicultura ecologică, conform normelor europene.

Efectul economic din implementarea realizărilor științifice în apicultură constituie estimativ 90 lei/familie de albine (20 kg miere x 15 % = 3 kg x 30 lei/Kg).

Au oferit realizările științifice:
Șeful Laboratorului de Apicultură
al Institutului de Zoologie al AȘM



Valentina Cebotari

Au confirmat implementarea realizărilor
științifice:
Șef al DAA Soroca



Serghei Slutu

A C T
de implementare a realizărilor științifice
ale Laboratorului de Apicultură a Institutului de Zoologie al AȘM
nr. 3 din „02” aprilie 2015 or. Anenii Noi

Noi, subsemnații:

Cebotari Valentina, dr. șt. agr., conf. cerc., șef al Laboratorului de Apicultură al Institutului de Zoologie al AȘM, pe de o parte, și

Trofim Gavrilov, Coordonator de proiect, Anenii Noi, al Agenției Naționale de Dezvoltare Rurală (ACSA) din Republica Moldova, pe de altă parte, am întocmit prezentul act, precum că:

Începând cu luna aprilie a anului 2015, în raionul Anenii Noi, prin intermediul seminarelor de școlarizare și perfecționare profesională a apicultorilor, în cadrul proiectului de extensiune, a fost organizată implementarea și transferul tehnologic al realizărilor științifice în apicultură ce țin de „**Ajustarea tehnologiei apicole autohtone la normele UE privind apicultura convențională și organică**” și anume:

- **Apicultura ecologică;**
- **Procedee de evaluare a gradului de poluare a mediului ambiant cu ajutorul produselor apicole;**
- **Tehnologia performantă de creștere și exploatare a familiilor de albine în stupinele mici și mijlocii;**
- **Procedee eficiente de hrănire organică a familiilor de albine în perioadele deficitare de cules în natură;**
- **Material genitor apicol de valoare genetică înaltă;**
- **Lucrări de sezon în stupină;**
- **Sănătatea albinelor, profilaxia și tratamentele organice la albine;**
- **Protecția albinelor în condițiile utilizării în fitotehnie a pesticidelor nocive;**
- **Organizarea apiculturii la pastoral, polenizarea dirijată a culturilor agricole;**
- **Pregătirea profesională a apicultorilor.**

Ca rezultat al organizării și desfășurării atât al seminarelor și cursurilor de instruire, cât și al standului cu exponate apicole și material biologic la expoziția-târg, apicultorii-fermieri, din raionul Anenii Noi, au fost familiarizați cu inovațiile în domeniu, inclusiv, tehnologii moderne de creștere și exploatare a familiilor de albine, apicultura ecologică, conform normelor europene.

Efectul economic din implementarea realizărilor științifice în apicultură constituie estimativ 90 lei/familie de albine (20 kg miere x 15 % = 3 kg x 30 lei/Kg).

Au oferit realizările științifice:
Șeful Laboratorului de Apicultură
al Institutului de Zoologie al AȘM
Valentina Cebotari



Au confirmat implementarea realizărilor
științifice:
Coordonator de proiect, ACSA, Anenii Noi,
T. Gavrilov



A C T
de implementare a realizărilor științifice
ale Laboratorului de Apicultură a Institutului de Zoologie al AȘM
nr. 4 din 14 aprilie 2015 or.

Noi, subsemnații:

Cebotari Valentina, dr. șt. agr., conf. cerc., șef al Laboratorului de Apicultură al Institutului de Zoologie al AȘM, pe de o parte, și

Cernei Alexandru, director al AO „Centrul Teritorial de Extensiune NGO Oenița” al Agenției Naționale de Dezvoltare Rurală (ACSA) din Republica Moldova, **Macoviciuc Petru,** președintele Asociației Apicultorilor din r-nul Oenița, pe de altă parte, am întocmit prezentul act, precum că:

Începând cu luna martie a anului 2015, în raionul Oenița, prin intermediul seminarelor de școlarizare și perfecționare profesională a apicultorilor, în cadrul proiectului de extensiune, a fost organizată implementarea și transferul tehnologic al realizărilor științifice în apicultură ce țin de „Ajustarea tehnologiei apicole autohtone la normele UE privind apicultura convențională și organică” și anume:

- Apicultura ecologică;
- Procedee de evaluare a gradului de poluare a mediului ambiant cu ajutorul produselor apicole;
- Tehnologia performantă de creștere și exploatare a familiilor de albine în stupinele mici și mijlocii;
- Procedee eficiente de hrănire organică a familiilor de albine în perioadele deficitare de eul în natură;
- Material genitor apicol de valoare genetică înaltă;
- Lucrări de sezon în stupină;
- Sănătatea albinelor, profilaxia și tratamentele organice la albine;
- Protecția albinelor în condițiile utilizării în fitotehnie a pesticidelor nocive;
- Organizarea apiculturii la pastoral, polenizarea dirijată a culturilor agricole;
- Pregătirea profesională a apicultorilor.

Ca rezultat al organizării și desfășurării atât al seminarelor și cursurilor de instruire, cât și al standului cu exponate apicole și material biologic la expoziția-târg, apicultorii-fermieri, din raionul Oenița, au fost familiarizați cu inovațiile în domeniu, inclusiv, tehnologii moderne de creștere și exploatare a familiilor de albine, apicultura ecologică, conform normelor europene.

Efectul economie din implementarea realizărilor științifice în apicultură constituie estimativ 90 lei/familie de albine (20 kg miere x 15 % = 3 kg x 30 lei Kg).

Au oferit realizările științifice:
Șeful Laboratorului de Apicultură
al Institutului de Zoologie al AȘM

Valentina Cebotari

Președintele ANARM



Șt. Condratieuc

Au confirmat implementarea realizărilor
științifice:



Director al AO „CENTRUL TERITORIAL DE EXTENSIUNE NGO Oenița”

A. Cernei

Președintele AA din r-nul Oenița

P. Macoviciuc

A C T
de implementare a realizărilor științifice
ale **Laboratorului de Apicultură** a Institutului de Zoologie al AȘM
nr. 5 din „15” mai 2015 or. Cahul

Noi, subsemnații:

Cebotari Valentina, dr. șt. agr., conf. cerc., șef al Laboratorului de Apicultură al Institutului de Zoologie al AȘM, pe de o parte, și

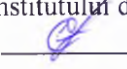
Nebunu Anatol, Centrului de Business, Cahul din Republica Moldova, pe de altă parte, am întocmit prezentul act, precum că:

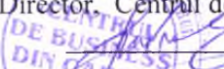
începând cu luna aprilie a anului 2015, în raionul Cahul, prin intermediul seminarelor de școlarizare și perfecționare profesională a apicultorilor, în cadrul proiectului de extensiune, a fost organizată implementarea și transferul tehnologic al realizărilor științifice în apicultură ce țin de „**Ajustarea tehnologiei apicole autohtone la normele UE privind apicultura convențională și organică**” și anume:

- Apicultura ecologică;
- Procedee de evaluare a gradului de poluare a mediului ambiant cu ajutorul produselor apicole;
- Tehnologia performantă de creștere și exploatare a familiilor de albine în stupinele mici și mijlocii;
- Procedee eficiente de hrănire organică a familiilor de albine în perioadele deficitare de cules în natură;
- Material genitor apicol de valoare genetică înaltă;
- Lucrări de sezon în stupină;
- Sănătatea albinelor, profilaxia și tratamentele organice la albine;
- Protecția albinelor în condițiile utilizării în fitotehnie a pesticidelor nocive;
- Organizarea apiculturii la pastoral, polenizarea dirijată a culturilor agricole;
- Pregătirea profesională a apicultorilor.

Ca rezultat al organizării și desfășurării atât al seminarelor și cursurilor de instruire, cât și al standului cu exponate apicole și material biologic la expoziția-târg, apicultorii-fermieri, din raionul Cahul, au fost familiarizați cu inovațiile în domeniu, inclusiv, tehnologii moderne de creștere și exploatare a familiilor de albine, apicultura ecologică, conform normelor europene.

Efectul economic din implementarea realizărilor științifice în apicultură constituie estimativ 90 lei/familie de albine (20 kg miere x 15 % = 3 kg x 30 lei/Kg).

Au oferit realizările științifice:
Șeful Laboratorului de Apicultură
al Institutului de Zoologie al AȘM
 **Valentina Cebotari**

Au confirmat implementarea realizărilor
științifice:
Director, Centrul de Business, Cahul
 **A. Nebunu**


Diplomă la Expoziția Internațională.

AGEPI AGENTIA DE STAT
PENTRU PROPRIETATEA
INTELECTUALA
A REPUBLICII MOLDOVA



Ediția a XIV-a

EIS "INFOINVENT"

DIPLOMĂ

MEDALIA DE BRONZ

se acordă

TODERAȘ ION, GLIGA OLESEA, CEBOTARI VALENTINA, BUZU ION

pentru

**PROCEDEU DE EVALUARE A GRADULUI DE POLUARE
A MEDIULUI AMBIANT CU METALE GRELE**

**PREȘEDINTELE
COMITETULUI ORGANIZATORIC**

**PREȘEDINTELE
JURIULUI INTERNAȚIONAL**

25-28 noiembrie 2015, Chișinău, Republica Moldova

DECLARAȚIA PRIVIND ASUMAREA RĂSPUNDERII

Subsemnata, declar pe răspundere personală că materialele prezentate în teza de doctorat sunt rezultatul propriilor cercetări și realizări științifice. Conștientizez că, în caz contrar, urmează să suport consecințele în conformitate cu legislația în vigoare.

Gluga Olesea

Data

CV al autorului

Nume, prenume:

Gliga Olesea

Data și locul nașterii:

12 august, s. Logănești, r-nul Hâncești, R. Moldova



Studii:

2000 - 2009

Institutul de Zoologie al AȘM, doctorandă
specialitatea „Ecologie”.

1995 - 2000

Universitatea de Stat din Moldova, Facultatea de
Biologie și Pedologie, studentă

Activitatea profesională:

2013 - prezent

Institutul de Zoologie al AȘM, laboratorul
Entomologie și Apicultură, cerc. șt.

2009 - 2013

Institutul de Ecologie și Geografie al AȘM, laboratorul
Impact Ecologic și Reglementări de Mediu, cerc. șt.

Domeniile de activitate științifică:

Ecologie; Protecția mediului

Lucrări științifice publicate 19, dintre care:

Articole: în reviste cu factor de impact **1**, în reviste recenzate - **11**, la forurile științifice - **7**;

Brevete de invenție: **1**.

Participări la foruri științifice internaționale:

- International Conference of Zoologist. „Actual problems of protection and sustainable use of the animal world diversity”, November 5 - 6 2010, Cisinău, Republic of Moldova
- International Conference of Zoologist. „Actual problems of protection and sustainable use of the animal world diversity. 12 - 14 November, 2011”, Chisinau, Republic of Moldova
- The VIII-th International conference of Zoologists. „Actual problems of protection of sustainable use of the animal world diversity”, October 10-12, 2013, Chisinau, Republic of Moldova
- Scientific International Symposium. „Soil and food, resources for healthy living”, October 22-24, 2015, Iasi, Romania.

Mențiuni:

1. Expoziția Internațională Specializată „INFOINVENT - 2015”, Chișinău, Republica Moldova, 25-28 noiembrie 2015. - Medalie de bronz.

Date de contact:

Gliga Olesea, cercetător științific, Laboratorul Entomologie și Apicultură,
Institutul de Zoologie, AȘM.

Chișinău, MD 2028, str. Academiei 1, oficiul 403

E-mail: oleseagliga@gmail.com