

ტოქსიკური

დაბინძურების კერები რუსთაველი
საქართველო

ტოქსიკური დაბინძურების კერები რუსთაში

საქართველო



TRANSITION



ტოქსიკური დაბინძურების კერები რუსთავეთს საქართველო

ინდრის პეტრიკ და ნიკოლა იელინეკ,

არნიკა – ტოქსიკური ნივთიერებებისა და ნარჩენების პროგრამა და

IPEN – დიოქსინის, PCBs-ებისა და ნარჩენების სამუშაო ჯგუფი

მარცელა ჩერნოხოვა, შეინ ჰიუმ, მარტინ სკალსკი და საშა ჟურკოვა

არნიკა – მოქალაქეთა მხარდაჭერის ცენტრი

ტოქსიკური დაბინძურების კერები რუსთავში, საქართველო

გამოქვეყნების წელი: ივლისი, 2025

©არნიკა 2025



მთავარი რედაქტორი: ინდრიხ პეტრლიკ

ავტორები:

ინდრიხ პეტრლიკ და ნიკოლა იელინეკ, არნიკა – ტოქსიკური ნივთიერებებისა და ნარჩენების პროგრამა და IPEN – დიოქსინის, PCBs-ებისა და ნარჩენების სამუშაო ჯგუფი

მარცელა ჩერნოხოვა, შეინ ჰიუმ, მარტინ სკალსკი და საშა ჟურკოვა, არნიკა – მოქალაქეთა მხარდაჭერის ცენტრი რუსთავი – პრალა

მადლობას ვუხდით მოძრაობა „გავიგუდეთს“ და თინათინ მალედანს რუსთავში განხორციელებული კვლევის პროცესში გაწეული ფასდაუდებელი მხარდაჭერისა და თანამშრომლობისთვის.

კვლევა გამოქვეყნებულია ინგლისურ და ქართულ ენებზე.

მთარგმნელი: ნინო ლობჯანიძე

გრაფიკული დიზაინი: ონდრეი პეტრლიკ

ქართული ენის გამართულობა: თამარ სამხარაძე

ნაშრომი ხელმისაწვდომია ლიცენზიით – Creative Commons Attribution-NonCommercial-ShareAlike 3.0 IGO (CC BY-NC-SA 3.0 IGO; <https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/3.0/igo>). ლიცენზიის პირობების თანახმად, შესაძლებელია ნამუშევრის კოპირება, გავრცელება და არაკომერციული მიზნით ადაპტირება, ციტირებისა და მონაცემთა წყაროს მითითებით.

კვლევა ჩატარდა ჩეხეთის საგარეო საქმეთა სამინისტროს “Transition Promotion Program”-ის ფინანსური მხარდაჭერით. დონორი არ არის პასუხისმგებელი კვლევის შინაარსზე.

ISBN: 978-80-88508-68-7

სარჩევი

რეზიუმე	7	3. მდგრადი ორგანული დამბინძურებლები (POPs) ქალაქ რუსთავის ტოქსიკური დაბინძურების კერებიდან აღებულ ნიმუშებში	20
აბრევიატურები	9	3.1. შესავალი, ნიმუშების აღება და ანალიზი	20
1. შესავალი	11	3.2. შედეგები	21
2. ნიმუშების აღება და ანალიზი	13	3.2.1. POPs-ები ნიადაგში	21
2.1. ნიმუშების აღების ადგილების აღწერა	13	3.2.2. POPs-ების შემცველობა საბავშვო მოედნების ნიადაგში	22
2.1.1. ქალაქი რუსთავი, საქართველო	13	3.2.3. POPs-ების შემცველობა ღია გარემოს მტვრის ნიმუშებში	24
2.1.2. სოფელი თაბაქენდი, საქართველო	14	3.2.4. POPs-ების შემცველობა ნალექის ნიმუშებში	25
2.1.3. მდინარე მტკვარი	14	4. POPs-ები ქალაქ რუსთავისა და სოფელ თაბაქენდის ბუნებრივ გარემოში მოშენებული/ გამოზრდილი ქათმის კვერცხებში	27
2.1.4. სოფელი უდაბნო, საქართველო	15	4.1. ნიმუშების აღება და ანალიზი	27
2.1.5. გაბატონებული ქარების აღწერა	15	4.2. შედეგები	29
2.2. ნიმუშების აღება	16	4.3. განხილვა	29
2.2.1. კვერცხის ნიმუშები	16	4.3.1. PCDD/Fs, PCBs და PBDD/Fs	29
2.2.2. ნიადაგის ნიმუშები	16	4.3.2. DDT და სხვა POPs-ების პესტიციდები	33
2.2.3. ნალექი მასალის ნიმუშები	17	4.3.3. ბრომირებული ცეცხლგამძლე საშუალებები	34
2.2.4. მტვრის ნიმუშები	18	4.3.4. კვერცხში აღმოჩენილი სხვა POPs-ები	34
2.2.5. რეფერენტული ნიმუშები	18	4.4. დასკვნა	37
2.3. ანალიზის მეთოდები	18		
2.3.1. მდგრადი ორგანული დამბინძურებლები	18		
2.3.2. DR CALUX ბიოანალიზი	19		
2.3.3. მძიმე ლითონები	19		

5. POPs-ები და მძიმე ლითონები მდინარე მტკვრისა და რუსთავის პარკის ტბის თევზებში	38
5.1. ნიმუშების აღება და ანალიზი	38
5.2. შედეგები და განხილვა	42
5.2.1. POPs-ები: DDTs-ები, PCBs-ები და ქლორირებული სამრეწველო ქიმიკატები	42
5.2.2. ვერცხლისწყალი და სხვა მძიმე ლითონები	45
5.2.3. სახეობრივი მახასიათებლების და სივრცითი ტენდენციები	47
5.3. დასკვნები და რეკომენდაციები	49
6. მძიმე ლითონები რუსთავის დაბინძურების კერებიდან აღებულ ნიმუშებში	50
6.1. შედეგები	50
6.1.1. მძიმე ლითონები ბავშვთა სათამაშო მოედნებიდან აღებულ ნიადაგის ნიმუშებში	50
6.1.2. მძიმე ლითონები მტკვრის ნიმუშებში	55
6.2. დასკვნა	58
7. კვებითი რაციონის შეფასება	60
7.1. ბუნებრივ გარემოში გაზრდილი ქათმის კვერცხში არსებული PCDD/Fs-ით, dl-PCBs-ით, PCBs-ით და DDT-ით ზემოქმედება კვებითი გზით	61
7.2. ადგილობრივი თევზის მოხმარების შედეგად PCB-ებით და DDT-ით დაბინძურება კვებითი გზით	61
7.3. DDT-ითა და PCB-ებით კვებითი გზით დაბინძურება სხვა კვლევებთან შედარებით	62
7.4. დასკვნები	62

8. დასკვნები და რეკომენდაციები	64
8.1. დასკვნები	64
8.2. რეკომენდაციები	65
დაბინძურების წყაროს მოკვლევა და კონტროლი:	65
9. დანართები	67
9.1. დანართი 1: კვლევის ფარგლებში შესწავლილი მავნე ნივთიერებების მოკლე აღწერა	67
9.1.1. მძიმე ლითონები	67
9.1.2. მდგრადი ორგანული დამაბინძურებლები (POPs)	69
9.2. წინამდებარე კვლევაში განხილული თევზების სახეობების აღწერა	77
9.2.1. მცირე ფსევდორასბორა (Pseudorasbora parva)	77
9.2.2. მურწა (Luciobarbus mursa)	78
9.2.3. ჭანარი (Luciobarbus capito)	79
9.2.4. კავკასიური ქაშაპი (Squalius cephalus)	81
9.2.5. თეთრულა (Alburnus alburnus)	82
9.2.6. ლოქო (Silurus glanis)	84
9.2.7. ჩვეულებრივი კარჩხანა (Carassius carassius)	85
9.3. დანართი 3: საკვების მიღების შეფასება - ცხრილები	87
10. გამოყენებული წყაროები	90
ფოტოები	106

რეზიუმე

წინამდებარე კვლევა წარმოადგენს რუსთავში და მის მიმდებარე ტერიტორიაზე აღებული გარემოს ობიექტების ნიმუშებისა და მათი ქიმიური ანალიზის შედეგებს, რომლებიც შეისწავლის როგორც მდგრად ორგანულ დამაბინძურებლებს (POPs), ისე მძიმე ლითონებს. კვლევის მიზანი იყო როგორც ტოქსიკური დაბინძურების ადგილობრივი კერების გამოვლენა, ასევე, ჯანმრთელობასა და გარემოზე მემკვიდრეობითი და მიმდინარე სამრეწველო საქმიანობით გამოწვეული პოტენციური რისკების შეფასება.

რუსთავს დიდი ხნის ინდუსტრიული მემკვიდრეობა აქვს - მოიცავს მსხვილ მეტალურგიულ ქარხნებსა და ცემენტის საწარმოებს, რომლებიც დაბინძურების ძირითადი წყაროები აღმოჩნდა. სწორედ ამ სამრეწველო ზონების, კერძოდ, მეტალურგიული ქარხნების, ცემენტის საწარმოებისა და წიდის საწყობების გარშემო აღებულ ნიადაგისა და მტვრის ნიმუშებში გამოვლინდა რამდენიმე სახიფათო ნივთიერების მომატებული კონცენტრაცია. მაგალითად, სამრეწველო ტერიტორიის სიახლოვეს (GE-RD-1) აღებულ ქუჩის მტვერში ვერცხლისწყლის, ტყვიისა და კადმიუმის შემცველობა საბაზისო დონეებს, შესაბამისად, 4.5-ჯერ, 24-ჯერ და 26-ჯერ აღემატებოდა. ამავე რაიონებთან მდებარე საბავშვო მოედნების ნიადაგში აღმოჩნდა კადმიუმისა და თუთიის მომატებული მაჩვენებლებიც, რომლებიც აჭარბებდა ბავშვთა ქვიშის ყუთებისთვის დადგენილ ჰიგიენურ სტანდარტებს.

მძიმე ლითონების გარდა, გარემოს ობიექტების ნიმუშებში სხვადასხვა ტიპის POPs-ებიც გამოვლინდა. ნიადაგში PCBs-ების ყველაზე მაღალი მაჩვენებელი აღმოჩნდა მეტალურგიულ საწარმოებს შორის მდებარე ტერიტორიასა და სოფელ თაბაქენდში (510 ნგ/გ მშრალ მასაში). სამრეწველო ობიექტების მახლობლად აღებულ მტვრის ნიმუშებში კი PCBs-ების რაოდენობამ მიაღწია 98 ნგ/გ-ს მშრალ მასაში, რაც 4,800-ჯერ აღემატება რეფერენტულ მაჩვენებლად აღებულ სოფელ უდაბნოში დაფიქსირებულ საბაზისო დონეებს.

POPs-ების ძლიერი დაბინძურების კვალი აღმოჩნდა ასევე რუსთავსა და თაბაქენდში აღებულ ბუნებრივ გარემოში მოშენებული/გამოზრდილი ქათმის კვერცხებშიც. PCDD/Fs-ებისა და dl-PCBs-ების კონცენტრაციები მერყეობდა 0.73-დან 2.37-მდე პგ WHO-TEQ/გ ნედლ წონაში, ხოლო სუპერმარკეტში შეძენილ კვერცხში იგი მხოლოდ 0.02 პგ WHO-TEQ/გ ნედლ წონაში აღმოჩნდა. ზრდასრული ადამიანის სხეულის საშუალო წონის გათვალისწინებით, დღეში მხოლოდ ერთი ადგილობრივი წარმოების კვერცხის მოხმარება 373%-მდე გადააჭარბებს PCDD/Fs-ებისა და dl-PCBs-ებისთვის ევროპის სურსათის უვნებლობის სააგენტოს (EFSA) მიერ დადგენილ დღიურ დასაშვებ ნორმას (0.25 პგ WHO-TEQ/კგ სხეულის წონა/დღე).

მდინარე მტკვრიდან აღებულ თევზის ნიმუშებში PCBs-ების კონცენტრაციამ მიაღწია 18 ნგ/გ-მდე ნედლ წონაში, ხოლო DDT-ის დონემ

გადააჭარბა 85 ნგ/გ-ს ნედლეულში. ქალებისთვის, PCBs-ების დღიური ნორმის მოხმარების სავარაუდო მაჩვენებელმა შეადგინა 7.1 ნგ/კგ-ს სხეულის წონაში, ხოლო DDT-ის კი - 33.7 ნგ/კგ სხეულის წონაში. მიუხედავად იმისა, რომ ეს შედეგები DDT-სთვის დადგენილ პირობით დღიურ დასაშვებ ნორმასა და რეფერენტულ დოზებს არ აღემატება, მაინც მნიშვნელოვან კუმულატიურ ზემოქმედებაზე მიუთითებენ.

კვლევის შედეგები ცხადყოფს, რომ რუსთაში გარემოს დაბინძურების ძირითად წყაროს წარმოადგენს მეტალურგიული და ცემენტის მრეწველობის მემკვიდრეობითი და მიმდინარე გავლენა. დაბინძურების ყველაზე მაღალი დონე მუდმივად ფიქსირდებოდა სამრეწველო ობიექტების სიახლოვეს, ასევე ნარჩენი მასალებისა და წილის გადამუშავებისა და მეორადად გამოყენების ადგილებში.

გარემოს ობიექტების ნიმუშებსა და ადგილობრივად წარმოებულ სურსათში DDT-ისა და მისი მეტაბოლიტების არსებობა ნათლად

მიუთითებს ამ აკრძალული პესტიციდის ბოლოდროინდელ გამოყენებაზე. მსგავსი პრაქტიკა სერიოზულ გრძელვადიან საფრთხეს უქმნის ადამიანის ჯანმრთელობას, განსაკუთრებით იმ რეგიონში, რომელიც ისედაც მძიმე სამრეწველო დაბინძურებით გამოირჩევა. შემაშფოთებელია ის ფაქტიც, რომ DDT-ის მაღალი კონცენტრაციები ქალაქის განახლებულ საბავშვო მოედნების ნიადაგშიც კი გამოვლინდა.

ეს დასკვნები ხაზს უსვამს გარემოსდაცვითი და საზოგადოებრივი ჯანდაცვის კუთხით აუცილებელი ქმედითი ნაბიჯების გადადგმის საჭიროებას, მათ შორის - რისკებთან დაკავშირებული კომუნიკაციის გაუმჯობესებას, მიზნობრივი დასუფთავების სამუშაოების განხორციელებას, გარემოსდაცვითი რეგულაციების უფრო მკაცრ აღსრულებასა და სურსათსა და გარემოში დამბინძურებლების მუდმივ მონიტორინგს.

აბრევიატურები

ABS – Acrylonitrile Butadiene Styrene – აკრილონიტრილ-ბუტადიენ-სტიროლი

AAS – Atomic Absorption Spectrometr – ატომური აბსორბციული სპექტრომეტრია

AhR – Aryl Hydrocarbon Receptor – არილის ნახშირწყალბადების რეცეპტორი

ATSDR – Agency for Toxic Substances and Disease Registry – ტოქსიკური ნივთიერებებისა და დაავადებების აღწერის სააგენტო

BDS – BioDetection Systems – ბიოდეტექტირების სისტემები

BEQ – Bioanalytical Equivalent – ბიოანალიტიკური ეკვივალენტები

BFRs – Brominated Flame Retardants – ბრომირებული ცეცხგამძლე საშუალებები

BTBPE – 1,2-Bis(2,4,6-tribromophenoxy) ethane - 1,2-ბის (2,4,6-ტრიბრომფენოქსი) ეთანი

bw – body weight – სხეულის წონა

DBDPE – Decabromodiphenyl Ethane – დეკაბრომოდифენილის ეთანი

DBNPG – Dibromoneopentyl Glycol – დიბრომონეპენტილის გლიკოლი

DDT – Dichlorodiphenyltrichloroethane – დიქლორდიფენოლტრიქლორი

dl-PCBs – dioxin-like Polychlorinated Biphenyl – დიოქსინის მსგავსი პოლიქლორირებული ბიფენილები

dm – dry matter – მშრალი მასა

DMSO – Dimethyl Sulfoxide – დიმეთილის სულფოქსიდი

DP – Dechlorane Plus – დექლორანი პლუსი

მაგ. – მაგალითად

EFSA – European Food Safety Authority – ევროპის სურსათის უვნებლობის სააგენტო

et al. – და სხვა

EU – ევროკავშირი, ევროპული კავშირი, ევროპის კავშირი

FAO – Food and Agriculture Organisation – გაეროს სურსათისა და სოფლის მეურნეობის ორგანიზაცია

fw – fresh weight – ნედლი წონა

GC-MS-NCI – Gas Chromatography Coupled with Mass Spectrometry and Negative Chemical Ionisation – აირქრომატოგრაფია შეწყვილებული მასსპექტრომეტრიასთან უარყოფითი ქიმიური იონიზაციით

GC-MS/MS-EI – Gas Chromatography Coupled with Tandem Mass Spectrometry and Electron Ionisation – აირქრომატოგრაფია ტანდემურ მასსპექტრომეტრიასა და ელექტრონულ იონიზაციასთან ერთად

GPC – Gel Permeation Chromatography – გელ-შელწევადი ქრომატოგრაფია

HBB – Hexabromobenzene – ჰექსაბრომ ბიფენილი

HBCD – Hexabromocyclododecane – ჰექსაბრომ ციკლოდოდეკანი;

HBCDs – Hexabromocyclododecanes – ჰექსაბრომ ციკლოდოდეკანები
HCBd – Hexachlorobutadiene – ჰექსაქლორობუტადიენი
HCB – Hexachlorobenzene – ჰექსაქლორბენზოლი
HCH – Hexachlorocyclohexane – ჰექსაქლორციკლოჰექსანი
HIPS – High-Impact Polystyrene – მაღალი ზემოქმედების პოლისტიროლი
IARC – International Agency for Research on Cancer – კიბოს კვლევის საერთაშორისო სააგენტო
ICP-MS – Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry – ინდუქციურად შეკავშირებული პლაზმური მასსპექტრომეტრია
ISO/IEC – International Organisation for Standardization / International Electrotechnical Commission – სტანდარტიზაციის საერთაშორისო ორგანიზაცია / საერთაშორისო ელექტროტექნიკური კომისია
IUCN – International Union for Conservation of Nature – ბუნების დაცვის საერთაშორისო კავშირი
LC – Least Concern – მინიმალური რისკის წინაშე მყოფი
LOQ – Limit of Quantification – კვანტიფიკაციის (რაოდენობრივი) ზღვარი
MAS – Münster Analytical System – მიუნსტერის ანალიზური სისტემა
MRL – Maximum Residue Limit – ნარჩენების მაქსიმალური დონე
ndl-PCBs – Non-dioxin-like Polychlorinated Biphenyls – არადიოქსინის მსგავსი პოლიქლორირებული ბიფენილები
OBIND – Octabromo-1,3,3-trimethylphenyl-1-indan – ოქტაბრომო-1,3,3-ტრიმეთილფენილ-1-ინდანი
OCPs – Organochlorine Pesticides – ორგანოქლორინის პესტიციდები
PBDE – Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs) – პოლიბრომირებული დიფენილ ეთერ(ებ)ი
PBDD/Fs – Polybrominated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans – პოლიბრომირებული დიბენზო-პარა-დიოქსინები და დიბენზოფურანები
PCBs – Polychlorinated Biphenyls – პოლიქლორირებული ბიფენილები
PCDD/Fs – Polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans – პოლიქლორირებული დიბენზო-პარა-დიოქსინები და დიბენზო ფურანები
PeCB – Pentachlorobenzene – პენტაქლორბენზოლი

POPRC – Persistent Organic Pollutants Review Committee – მდგრადი ორგანული დამბინძურებლების განმხილველი კომიტეტი
POPs – Persistent Organic Pollutants – მდგრადი ორგანული დამბინძურებლები
PP – Polypropylene – პოლიპროპილენი
PVC – Polyvinyl Chloride – პოლივინილქლორიდი
RfD – Reference Dose – რეფერენტული დოზა
SL – Standard Length – სტანდარტული სიგრძე
SOPs – Standard Operating Procedures – სტანდარტული ოპერაციული პროცედურები
TDBPP – Tris(2,3-dibromopropyl) phosphate – ტრის (2,3-დიბრომპროპილი) ფოსფატი
TDI – Tolerable daily intake – დასაშვები დღიური ნორმა
TEFs – Toxic Equivalency Factors – ტოქსიკური ეკვივალენტობის ფაქტორები
TEQ - Toxic Equivalent – ტოქსიკურობის ეკვივალენტი
TL – Total Length – მაქსიმალური სიგრძე
UHPLC-ESI-MS/MS – Ultra High-Performance Liquid Chromatography Coupled with Electrospray Ionization Tandem Mass Spectrometry – ულტრა მაღალეფექტური სითხური ქრომატოგრაფია-ელექტროსპრეის იონიზაციის ტანდემურ მასსპექტრომეტრიასთან ერთად
UNDP – United Nations Development Programme – გაეროს განვითარების პროგრამა
UNIDO – United Nations Industrial Development Organisation – გაეროს ინდუსტრიული განვითარების ორგანიზაცია
აშშ – USA - ამერიკის შეერთებული შტატები
US EPA – United States Environmental Protection Agency – ამერიკის შეერთებული შტატების გარემოს დაცვის სააგენტო
WHO – World Health Organization – ჯანდაცვის მსოფლიო ორგანიზაცია
WWTP – Wastewater Treatment Plant – ჩამდინარე წყლების გამწმენდი ნაგებობა

1. შესავალი

საქართველოს სამხრეთ-აღმოსავლეთით მდებარე ქალაქ რუსთავს დიდი ხნის ინდუსტრიული მემკვიდრეობა აქვს. თავდაპირველად, საბჭოთა პერიოდში, მძიმე მრეწველობის ცენტრად განვითარებულ ქალაქში, 90-ზე მეტი მსხვილი საწარმო ფუნქციონირებდა, მათ შორის მეტალურგიული, ქიმიური და ცემენტის ქარხნები. მიუხედავად იმისა, რომ ამ ობიექტების დიდი ნაწილი შემცირდა ან დაიხურა, გარემოზე მათი ზემოქმედება დღემდე პრობლემად რჩება. ბოლო შეფასებებით, რუსთავი კვლავ სამრეწველო ცენტრად მიიჩნევა, სადაც, 2023 წლის მონაცემებით, 400-ზე მეტი საწარმო ფუნქციონირებს (UNIDO 2023).

UNIDO-ს მონაცემები მოიცავს სხვადასხვა სექტორის სამრეწველო საწარმოების ფართო სპექტრს, მცირე სახელოსნოებიდან დაწყებული მსხვილი ინდუსტრიული ობიექტებით დამთავრებული, მათ შორის მეტალურგიას, რეზინის, პლასტმასისა და ავეჯის წარმოების ინდუსტრიას. გარემოს დაცვისა და სოფლის მეურნეობის სამინისტროს მიერ მოწოდებული მონაცემების თანახმად (მოძრაობა „გავიგუდეთ“), ამ საწარმოთა სულ მცირე 161 ექვემდებარება გარემოსდაცვით ნებართვებსა და ტექნიკურ რეგულაციებს, მათი დიდი ნაწილი კი ჰაერის დაბინძურების მნიშვნელოვან წყაროს წარმოადგენს - განსაკუთრებით მეტალურგიული ქარხნები, ცემენტის საწარმოები, ქიმიური წარმოებები და ნარჩენების გადამამუშავებელი ქარხნები.

მდინარე მტკვარი, რომელიც რუსთავში მიედინება, სამხრეთ კავკასიის მთავარი მდინარის სისტემაა. მასზე სერიოზული გავლენა მოახდინა დაუმუშავებელმა ჩამდინარე წყლებმა, სამრეწველო ნაშთებმა და სასოფლო-სამეურნეო ჩამონადენებმა (Klise et al. 2009; TACIS 2003). ისტორიული, მათ შორის UNDP/GEF-ის მიერ მტკვარ-არაქსის აუზში ტრანსსასაზღვრო დეგრადაციის შესამცირებლად განხორციელებული პროექტის ფარგლებში ჩატარებული კვლევები რეგიონში დაბინძურების სერიოზულ პრობლემებს ადასტურებს (UNDP/GEF 2004).

„არნიკა“ (ჩეხეთის რესპუბლიკა) და „გავიგუდეთ“ (რუსთავის სამოქალაქო მოძრაობა), ერთობლივი კვლევის ფარგლებში, აფასებდნენ რუსთავსა და მის შემოგარენში არსებული ტოქსიკური დაბინძურების კერებს. წინამდებარე კვლევა შეისწავლის გარემოს ობიექტებსა და საკვები პროდუქტების ნიმუშებში მდგრადი ორგანული დამბინძურებლებისა (POPs) და მძიმე ლითონების არსებობას. იგი მოიცავს დაბინძურებული ნიადაგის (განსაკუთრებით საბავშვო მოედნების), ინდუსტრიულ და ურბანულ ზონებში აღებული გარე მტვრის, ნალექების, ბუნებრივ გარემოში მოშენებული/გამოზრდილი ადგილობრივი ქათმის კვერცხებისა და მდინარე მტკვრის თევზის ანალიზს.

განსაკუთრებულ შეშფოთებას იწვევს POPs-ები, კერძოდ, პოლიქლორირებული ბიფენილები (PCBs), დიოქსინები (PCDD/Fs), DDT

და ბრომირებული ცეცხლგამძლე საშუალებები (BFRs). აღნიშნული განპირობებულია გარემოში მათი მდგრადობით, ბიოაკუმულაციური თვისებებითა და ადამიანის ჯანმრთელობაზე უარყოფითი ზემოქმედების პოტენციალით, დაბალი კონცენტრაციების პირობებშიც კი. ამ ნივთიერებათა უმრავლესობა აკრძალულია ან მკაცრად შეზღუდულია საერთაშორისო ხელშეკრულებებით, მათ შორის სტოკჰოლმის კონვენციით, თუმცა ისინი კვლავაც მნიშვნელოვან საფრთხეს წარმოადგენენ ინდუსტრიული წარსულის ან ნარჩენების მართვის გაუმართავი ინფრასტრუქტურის მქონე რეგიონებში.

წინამდებარე კვლევის მიზანია:

- » დაბინძურებული გარემოს ობიექტებისა და საკვები პროდუქტების იდენტიფიცირება, რომლებიც შესაძლოა ადგილობრივი მოსახლეობისთვის დამბინძურებლების მნიშვნელოვან წყაროს წარმოადგენდეს.

- » მაღალდაბინძურებული ადგილების გამოვლენა, რომლებიც დამატებით შესწავლას ან რეაბილიტაციას მოითხოვს.
- » საქართველოს სახელისუფლებო ორგანოებისთვის, სამოქალაქო საზოგადოებისა და საერთაშორისო პარტნიორებისთვის მტკიცებულებებზე დაფუძნებული რეკომენდაციების მიწოდება, დაბინძურების შემცირებისა და საზოგადოებრივი ჯანმრთელობის დაცვის ღონისძიებების მხარდაჭერის მიზნით.

მომდევნო თავებში წარმოდგენილი დასკვნები მიუთითებს ტოქსიკური ნივთიერებების საგანგაშო დონეებზე როგორც გარემოს ნიმუშებში, ასევე ადგილობრივ საკვებ პროდუქტებში, მათ შორის კვერცხსა და თევზში. აღნიშნული შედეგები ხაზს უსვამს რუსთავსა და საქართველოს სხვა დაბინძურების ადგილებში ქიმიური უსაფრთხოების მართვის, გარემოს მონიტორინგისა და დაბინძურების პრევენციის ღონისძიებების გაუმჯობესების გადაუდებელ აუცილებლობას.

2. ნიმუშების აღება და ანალიზი

2.1. ნიმუშების აღების ადგილების აღწერა

2.1.1. ქალაქი რუსთავი, საქართველო

წარსულში, ქალაქი რუსთავი დაახლოებით 90 მსხვილ სამრეწველო საწარმოს აერთიანებდა, ძირითადად სახელმწიფო საკუთრებაში არსებულ მძიმე მრეწველობის ობიექტებს, რომლებსაც გარემოს დაბინძურებაში მნიშვნელოვანი წვლილი შეჰქონდათ. Gigauri et al. (2023) მიხედვით, ძირითად წყაროებს წარმოადგენდნენ მეტალურგიული ქარხანა, ცემენტის წარმოება, ქიმიური მრეწველობა და ავტოსატრანსპორტო გამონაბოლქვი, რომლებიც ჰაერს, ნიადაგსა და წყალს მავნე ნივთიერებებით აბინძურებდნენ. საბჭოთა და პოსტსაბჭოთა პერიოდებში, ქალაქში ფართომასშტაბიან საქმიანობას ეწეოდა მათ შორის „რუსთავის მეტალურგიული ქარხანა“, „რუსთავის აბოტის“ სასუქი მასალების საწარმო, ასევე სხვადასხვა ნავთობქიმიური და ფერადი ლითონების გადამამუშავებელი ობიექტი (U. S. Geological Survey 2012).

მიუხედავად იმისა, რომ აღნიშნულ მსხვილ საწარმოთაგან ბევრი აღარ ფუნქციონირებს ან საქმიანობა მნიშვნელოვნად შეამცირეს, გარემოზე მათი ზემოქმედების ისტორიული მემკვიდრეობა კვლავაც ნარჩუნდება. 2023 წლის მონაცემებით, რუსთავში მოქმედებს 415 საწარმო, სადაც დაახლოებით 3,970 ადამიანია დასაქმებული (UNIDO 2023), თუმცა სხვა შეფასებების მიხედვით, მათი რაოდენობა 4,000-ს აღემატება (Gujaraidze 2021; GeoWelResearch 2021; საქართველოს მთავრობა, 2014).¹ მიუხედავად იმისა, რომ ეს საქმიანობები ფართო და მრავალფეროვან სპექტრს მოიცავს, მათ შორის მცირე და საშუალო საწარმოებსაც, მეტალურგია და მასთან დაკავშირებული სამრეწველო დარგები ეკონომიკურად დომინანტური რჩება. სხვა სექტორებიდან აღსანიშნავია რეზინის, პლასტმასის პროდუქტებისა და ავეჯის წარმოება.

არსებული კვლევების ფარგლებში, უშუალოდ POPs-ების, კერძოდ, დიოქსინებისა და PCBs-ების, დონეები არ გაზომილა. თუმცა,

1 თუ გავითვალისწინებთ ისეთ მსხვილ საწარმოებს, როგორებიცაა „რუსთავის მეტალურგიული ქარხანა“ (~2,000 დასაქმებული; საქართველოს მთავრობა, 2014), „რუსთავის აბოტი“ (მათივე ვებგვერდი - 2,000-მდე დასაქმებული) და „ჰაიდელბერგცემენტ ჯორჯია“ (~1,200 დასაქმებული; Gujaraidze, 2021), აგრეთვე სხვა მეტალურგიულ, ქიმიურ და მსგავს ობიექტებს, რუსთავში მძიმე მრეწველობაში დასაქმებულთა რაოდენობა სავარაუდოდ მნიშვნელოვნად აღემატება UNIDO-ს მიერ დაფიქსირებულ, 4,000-ზე ოდნავ მეტ, თანამშრომელს. საერთო მაჩვენებელი შესაძლოა 6,000-ს მიუახლოვდეს ან გადააჭარბოს კიდევ. ადგილობრივი დაინტერესებული მხარეების შეფასებით, ჯამური რაოდენობა 8,000-მდეც კი აღწევს. მიუხედავად ამისა, ზუსტი მონაცემები როგორც მთლიანად სამრეწველო სექტორისთვის, ისე კონკრეტულად აღნიშნული მიმართულებებისთვის ამ დროისთვის ხელმისაწვდომი არ არის.



ფოტო 2.1: მეტალურგიული ქარხნები რუსთავის სამრეწველო ზონაში.
ფოტო: ონდრეი პეტრლიკ



ფოტო 2.3: მდინარე მტკვარი, რუსთავის მიმდებარედ.
ფოტო: ონდრეი პეტრლიკ



ფოტო 2.2: სოფელი თაბაქენდი სამრეწველო ფონზე.
ფოტო: ონდრეი პეტრლიკ

რუსთავის ინდუსტრიული პროფილიდან გამომდინარე, რომელიც მაღალტემპერატურული პროცესებითა და ნარჩენების მართვის მოძველებული სისტემებით ხასიათდება, მათი არსებობის ალბათობა მაღალია. ეს დადასტურებულია ყოფილი საბჭოთა კავშირის ტერიტორიაზე სხვა მსგავს ინდუსტრიულ ზონებში ჩატარებული კვლევებითაც (Grechko et al. 2021a; Petrlik et al. 2015a; Petrlik et al. 2018).

2.1.2. სოფელი თაბაქენდი, საქართველო

სოფელი თაბაქენდი გარდაბნის მუნიციპალიტეტში, ქვემო ქართლის რეგიონში მდებარეობს (Wheatley, 2004) და უმეტესად ეთნიკური აზერბაიჯანელებითაა დასახლებული. ადგილობრივი მოსახლეობის ძირითად საქმიანობას სოფლის მეურნეობა და მეცხოველეობა წარმოადგენს. რეგიონის სხვა აზერბაიჯანული თემების მსგავსად, თაბაქენდის მაცხოვრებლებიც მოწვევლად ჯგუფს მიეკუთვნებიან, რადგან ქართული ენის შეზღუდული ცოდნა მნიშვნელოვნად ზღუდავს მათ შესაძლებლობას მიიღონ გარემოსდაცვითი ინფორმაცია და ჩაერთონ გადაწყვეტილების მიღების პროცესებში.

აღნიშნული სოფელი რუსთავის მოშორებით, თუმცა, იმავე, ქვემო ქართლის რეგიონში მდებარეობს. თაბაქენდი ნიმუშების ასაღებად შეირჩა რუსთავის სამრეწველო დაბინძურების წყაროებთან მისი სიახლოვისა და სოფლის ეთნიკურ უმცირესობათა თემზე გარემოს დამბინძურებლების შესაძლო გავლენის გამო.

2.1.3. მდინარე მტკვარი

მდინარე მტკვარი (რუსულად - „კურა“) სამხრეთ კავკასიის მთავარი წყალსადინარია, რომელიც სათავეს თურქეთის ჩრდილო-აღმოსავლეთში იღებს და კასპიის ზღვაში საქართველოსა და აზერბაიჯანის ტერიტორიების გავლით ჩაედინება. მისი სიგრძე 1,500 კილომეტრს აჭარბებს, ხოლო აუზის საერთო ფართობი დაახლოებით 188,400 კმ²-ია. მტკვარი მრავალფეროვან ლანდშაფტებზე გადის, მათ შორის მთებზე, სტეპებსა და სასოფლო-სამეურნეო დაბლობებზე. აღმოსავლეთ საქართველოში ის თბილისის სამხრეთ-აღმოსავლეთით,

ცხრილი 2.1: ქარის მიმართულებები რუსთავში.
წყარო: (World Weather 2024).

N	NE	E	SE	S	SW	W	NW
ჩრდილოეთის	ჩრდილო - აღმოსავლეთის	აღმოსავლეთის	სამხრეთ - აღმოსავლეთის	სამხრეთის	სამხრეთ - დასავლეთის	დასავლეთის	ჩრდილო-დასავლეთის
9.6%	1%	6.6%	18.1%	20.7%	6%	5.6%	32.3%

აზერბაიჯანის საზღვართან მდებარე ქალაქ რუსთავში მიედინება. ვინაიდან რუსთავი ისტორიულად მძიმე მრეწველობის ცენტრს წარმოადგენდა, მტკვარი აქ სხვადასხვა სამრეწველო და სასოფლო-სამეურნეო ჩამონადენითაა დაბინძურებული. მდინარის ეს მონაკვეთი მტკვრის ქვედა დინების ნაწილია, რომელიც განსაკუთრებით მოწყვლადია დაუმუშავებელი ჩამდინარე წყლების, სასოფლო-სამეურნეო ჩამონადენისა და ყოფილი თუ მოქმედი სამრეწველო ემისიების მიმართ (Bakradze et al. 2017).

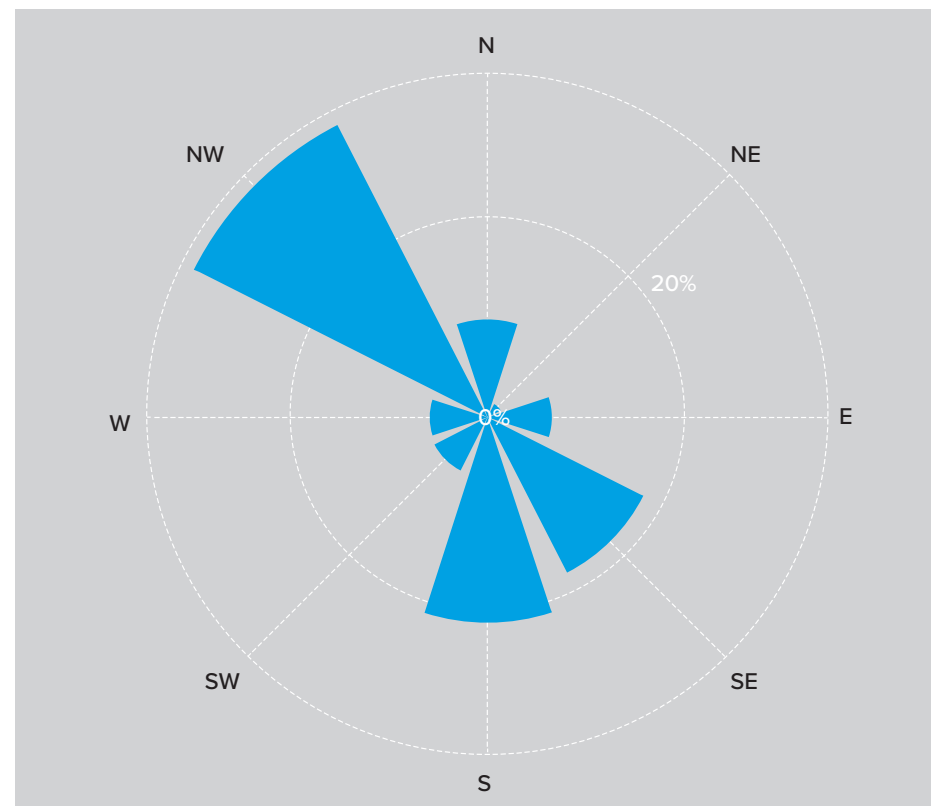
2.1.4. სოფელი უდაბნო, საქართველო

უდაბნო აღმოსავლეთ საქართველოში, კახეთის რეგიონში მდებარე პატარა და განცალკევებით მდებარე სოფელია, რომელიც რუსთავიდან 30 კილომეტრზე მეტი მანძილითაა დაშორებული (პირდაპირი ხაზით). სოფელი 1980-იანი წლების შუაში დაარსდა, სვანეთის მაღალმთიანი რეგიონებიდან ეკო-მიგრანტების ჩასასახლებლად. იგი ზღვის დონიდან 750 მეტრზე მდებარეობს და შედარებით იზოლირებულია, ირგვლივ კი არიდული სტეპის ლანდშაფტებითაა გარშემორტყმული. ასევე ცნობილია დავით გარეჯის სამონასტრო კომპლექსთან სიახლოვეთაც (georgia.to 2025). სოფელი უდაბნო რეფერენტულ ადგილად მისი დაუბინძურებელი გარემო პირობების გამო შევარჩიეთ.

2.1.5. გაბატონებული ქარების აღწერა

რუსთავისთვის შედგენილი ქარის ვარდის მიხედვით, ქარების უმეტესობა ჩრდილო-დასავლეთიდან უბერავს, რასაც სამხრეთის და

სამხრეთ-აღმოსავლეთის მიმართულებები მოსდევს (იხ. ცხრილი 2.1 და ქარის ვარდი 2.1. დიაგრამაში).



დიაგრამა 2.1: რუსთავის ქარის ვარდი. წყარო: (World Weather 2024).

2.2. ნიმუშების აღება

2024 წლის სექტემბერში, წინამდებარე კვლევის ფარგლებში, ქალაქ რუსთავსა და მის შემოგარენში, მათ შორის სოფელ თაბაქენდში, გარემოს ობიექტისა და სურსათის სულ 44 ნიმუში შეგროვდა. ნიმუშები მოიცავდა: 8 გაერთიანებულ კვერცხის ნიმუშს (ბუნებრივ გარემოში მოშენებული/გამოზრდილი ადგილობრივი ქათმის 7 კვერცხი და სუპერმარკეტის 1 კვერცხი, რეფერენტული მიზნებისთვის), თევზის 12 ნიმუშს (ძირითადად გაერთიანებულს), წიდის 2 ნიმუშს, ნიადაგის 12 ნიმუშს (აქედან 7-ს საბავშვო მოედნებიდან), ნალექი მასალის 4 ნიმუშს და საგზაო მტვრის 5 ნიმუშს. დამატებით, შედარებისთვის კვლევაში გამოყენებულ იქნა სხვა პოსტსაბჭოთა ქვეყნებიდან აღებული ბუნებრივ გარემოში მოშენებული/გამოზრდილი ქათმის კვერცხის ორი გაერთიანებული ნიმუშიც. გარემოს დაბინძურების რეფერენტული საბაზისო მაჩვენებლების დასადგენად, ნიადაგის ერთი და მტვრის ერთი ნიმუში აღებული იქნა სოფელ უდაბნოში, რომელიც დაბინძურების ძირითადი წყაროებიდან მოშორებით მდებარეობს.

გარემოს ყველა მყარი ნიმუში, მათ შორის ნიადაგი, ნალექი მასალა, მტვერი და წიდა, გაერთიანებული კომპოზიტური ნიმუშების სახით



ფოტო 2.4: რუსთავის ბავშვთა გასართობი სათამაშო მოედნების მაგალითი. ნიმუშის აღების ადგილი: GE-RPG-6A. ფოტო: ონდრეი პეტრლიკ

შეგროვდა. მათი აღება უჟანგავი ფოლადის ხელსაწყოების მეშვეობით მოხდა, მასალის ჰომოგენიზაცია კი უჟანგავი ფოლადის თასში განხორციელდა. იმ შემთხვევაში, თუ შეგროვებული მასალის რაოდენობა ანალიზისთვის საჭირო რაოდენობას გადააჭარბებდა, კვარტირების მეთოდის გამოყენება მოხდებოდა. ნიმუშები მოთავსდა პოლიეთილენის შესაკრავ პაკეტებში ან 250 მლ მოცულობის პოლიეთილენის კონტეინერებში, ხოლო შენახვისას და ტრანსპორტირებისას ინახებოდა სიგრილეში. თითოეული ადგილის დოკუმენტირება განხორციელდა მისი დაბინძურების წყაროებთან სიახლოვისა და ადგილობრივი მიწათსარგებლობის მიხედვით, რაც ანალიზის შედეგების ინტერპრეტაციისთვის საჭირო მნიშვნელოვან კონტექსტს ქმნიდა. ცალკეული ნიმუშების შესახებ დეტალური ინფორმაცია მოცემულია შესაბამისი ანალიზის თავებში. თევზის ნიმუშების აღების მეთოდები აღწერილია მე-5 თავში.

2.2.1. კვერცხის ნიმუშები

შევაგროვეთ ბუნებრივ გარემოში მოშენებული/გამოზრდილი ქათმების კვერცხების შვიდი და რუსთავის სუპერმარკეტში შეძენილი ერთი რეფერენტული ნიმუში. თითოეული გაერთიანებული ნიმუშები შედგებოდა ბუნებრივ გარემოში მოშენებული/გამოზრდილი ქათმების 2-დან 5-მდე კვერცხს, რომელიც ხშირ შემთხვევაში ერთი და იგივე ადგილიდან, ოჯახიდან ან/და ფრთიდან იყო აღებული. კვერცხები შეგროვდა პლასტმასის სტანდარტულ შეფუთვაში და დაახლოებით 7 წუთის განმავლობაში იხარშებოდა. ლაბორატორიული ანალიზისთვის გამოყენებული იქნა კვერცხის საკვები ნაწილებისგან მიღებული ჰომოგენატები.

2.2.2. ნიადაგის ნიმუშები

ნიადაგის ნიმუშები შეგროვდა უჟანგავი ფოლადის ნიჩბით ან ნიმუშის ასაღები მცირე ხელსაწყო გამოყენებით. თავდაპირველად მოსცილდა მცენარეული საფარი, შემდეგ კი ნიმუშის აღება ნიადაგის წინასწარ შერჩეულ ადგილებში (ჩვეულებრივ 3x3 მეტრი ფართობზე) 4-დან 8-მდე სხვადასხვა წერტილიდან, 5-7 სმ სიღრმეიდან განხორციელდა.

2.2.2.1. ნიადაგის ნიმუშების აღება ბავშვთა სათამაშო მოედნებზე

თითოეულ საბავშვო მოედანზე ნიადაგის ზედა ფენა უშუალოდ ზედაპირიდან იქნა აღებული, ხოლო როცა ეს შეუძლებელი იყო - მიმდებარე ტერიტორიიდან. რუსთავში მდებარე ექვსი საბავშვო მოედნიდან სულ შვიდი ნიმუში შეგროვდა. მათ შორის, ერთი ნიმუში (მეშვიდე) სოფელ უდაბნოდან, საკონტროლო ადგილიდან, იქნა აღებული (იხ. ქვემოთ). მოედნები სამრეწველო ზონიდან სხვადასხვა მანძილით იყო დაშორებული. აღნიშნულ ობიექტებთან ყველაზე ახლოს მდებარეობდა GE-RPG-1, GE-RPG-2 და GE-RPG-4 მოედნები. შედარებით მოშორებით იყო GE-RPG-3 და GE-RPG-5, ხოლო GE-RPG-6 (საიდანაც ორი ნიმუში, A და B, იქნა აღებული) - ყველაზე შორს. ეს უკანასკნელი ერთადერთი ნიმუშია, რომელიც ძველ რუსთავში, მდინარე მტკვრის მოპირდაპირე მხარეს მდებარე საბავშვო მოედნიდან იქნა აღებული. ამ ადგილას ზედაპირის მასალის განსხვავების გამო ორი სხვადასხვა ნიმუში, GE-RPG-6A და GE-RPG-6B, შეგროვდა.

2.2.2.2. ნიადაგის ნიმუშების აღება საბავშვო მოედნებს გარეთ

ნიადაგის ნიმუშები (მაგალითად, GE-RS-2, GE-RS-3, GE-RS-4) შეგროვდა სხვადასხვა ადგილებიდან, კერძოდ: ყოფილი სამრეწველო ობიექტების მიმდებარე საცხოვრებელი უბნებიდან, უმოქმედო მეტალურგიულ ქარხანასა და მოქმედ ცემენტის საწარმოს შორის მდებარე დაბინძურებული ინდუსტრიული ტერიტორიიდან და სოფელ თაბაქენდის დასახლებული ტერიტორიიდან, რომელზეც სავარაუდოდ ახლომდებარე ფეროშენადნობებისა და ცემენტის წარმოება ახდენს გავლენას.

ნარჩენების ორი ნიმუში (GE-RW-1 და GE-RW-2) შეგროვდა გზების გასწვრივ აღმოჩენილი წიდის მცირე გროვებიდან. აქედან ერთი ნიმუშის აღება მოხდა წიდის გადამუშავებასთან დაკავშირებული უფრო დიდი სამრეწველო ნაგავსაყრელიდან.

2.2.3. ნალექი მასალის ნიმუშები

ნალექი მასალის ნიმუშები შეგროვდა რუსთავის მდინარეებიდან და ტბიდან, უჟანგავი ფოლადის ნიჩბის ან ბირთვის ასაღები ინსტრუმენტის გამოყენებით, კონკრეტული ადგილის პირობებიდან გამომდინარე.



ფოტო 2.5: ნალექის ნიმუშის აღება. ფოტო: ონდრეი პეტრლიკ

ნიმუშების აღება განხორციელდა წინასწარ შერჩეულ მონაკვეთებზე, სამიდან ექვსამდე სხვადასხვა წერტილში. შემდგომ მოხდა მათი გაერთიანება და ჰომოგენიზაცია. ნალექი მასალა შეგროვდა 5-დან 45 სმ-მდე სიღრმიდან.

სულ ნალექის 4 ნიმუში შეგროვდა. GE-RSED-1 - ნიმუში აღებულია რუსთავის ცენტრალურ პარკში მდებარე პატარა ხელოვნური ტბიდან, რომელსაც მდინარე მტკვარი ამარაგებს და წყლის დამდგარ ობიექტს წარმოადგენს. მასზე სავარაუდოდ, ქალაქის ჩამონადენი წყალი ახდენს გავლენას. GE-RSED-2 - ნიმუში აღებულია მდინარე მდინარე მტკვრიდან, ძველი და ახალი რუსთავის დამაკავშირებელი საავტომობილო ხიდის მიმდებარედ. GE-RSED-3 - ნიმუში შეგროვდა GE-RSED-2-ის ნიმუშის აღების ადგილიდან დაახლოებით 2.8 კმ-ით ქვემოთ, წიდის ყოფილი ნაგავსაყრელებისა და საძოვრების სიახლოვეს. GE-RSED-4 - ნიმუში შეგროვდა GE-RSED-2-ის ნიმუშის აღების ადგილიდან დაახლოებით 13 კმ-ით ქვემოთ, მარნეულის რაიონის სოფელ ილმაზლოს მახლობლად, სამრეწველო ჩამდინარე წყლების გამწმენდი ნაგებობის ქვემოთ.

2.2.4. მტვრის ნიმუშები

მტვრის ნიმუშები შეგროვდა სუფთა ფუნჯის გამოყენებით, ჰაერთან კონტაქტში მყოფი სპეციალურად შერჩეული ღია ზედაპირებიდან. ნიმუშების აღების ადგილები (GE-RD-1-დან GE-RD-5-მდე) მოიცავდა სამრეწველო ინფრასტრუქტურის მახლობლად, მაგალითად, ცემენტის ქარხნებთან, მეტალურგიულ საწარმოებთან და წიდის ნაგავსაყრელებთან მდებარე გზის საფარებსა და გრუნტიან უბნებს. აღნიშნული ადგილები შეირჩა ატმოსფერული ნალექებისა და ნარჩენი სამრეწველო დაბინძურების ალბათობის გამო.

2.2.5. რეფერენტული ნიმუშები

შედარებისთვის საჭირო საბაზისო დონის დასადგენად, ნიადაგის ერთი ნიმუში (GE-UPG-1) აღებულ იქნა სოფელ უდაბნოს ცენტრში მდებარე საბავშვო მოედნიდან, ხოლო მტვრის ერთი ნიმუში (GE-UD-1) — ახლომდებარე გრუნტის გზიდან. აღნიშნული ადგილი შეირჩა ყველა მსხვილი ანთროპოგენური თუ სამრეწველო დაბინძურების წყაროდან მისი დაშორების გამო.

2.3. ანალიზის მეთოდები

ქიმიური ანალიზები სამ სპეციალიზებულ ლაბორატორიაში ჩატარდა. პრაღის ქიმიისა და ტექნოლოგიების უნივერსიტეტის ლაბორატორიაში, კვებისა და ბიოქიმიური ტექნოლოგიების ფაკულტეტის საკვების ანალიზისა და კვების დეპარტამენტში გაანალიზდა: შვიდი ინდიკატორი PCB კონგენერი, DDT-ისა და მისი მეტაბოლიტები, ჰექსაქლოროციკლოჰექსანი (HCH), ჰექსაქლორბენზოლი (HCB), პენტაქლორბენზოლი (PeCB) და ჰექსაქლორბუტადიენი (HCBd), ბრომირებული ცეცხლგამძლე საშუალებები (BFRs), დექლორანი პლუსი

(DP) და 7 UV სტაბილიზატორი. ნიმუშების ექსტრაქციისა და ანალიზის მეთოდები აღწერილია სხვა ნაშრომებში (Hloušková et al. 2014; Pulkrabová J et al. 2011). პოლიქლორირებული დიბენზო-პარა-დიოქსინებისა და დიბენზო ფურანების (PCDD/Fs), დიოქსინის მსგავსი PCBs-ებისა (dl-PCBs) და შვიდი მძიმე ლითონის (ვერცხლისწყალი, კადმიუმი, ტყვია, სპილენძი, თუთია, ქრომი და დარიშხანი) ანალიზი ჩატარდა პრაღის სახელმწიფო ვეტერინარული ინსტიტუტის ქიმიურ ლაბორატორიებში. DR CALUX-ით დიოქსინის მსგავსი აქტივობა გაანალიზდა ამსტერდამის BioDetection Systems-ის (BDS) ლაბორატორიაში, ხოლო PBDD/Fs-ები - მიუნსტერში მდებარე Münster Analytical System (MAS) ლაბორატორიაში.

2.3.1. მდგრადი ორგანული დამბინძურებლები

ბრომირებული ცეცხლგამძლე საშუალებები (BFRs): კვერცხის ნიმუშებში გაანალიზდა ჰექსაბრომციკლოდოდეკანის (HBCD) 3 იზომერი,^{2,3} პოლიბრომირებული დიფენილ ეთერის (PBDE) 16 კონგენერი⁴ და 6 ახალი BFRs⁵ (nBFRs). PBDE-ები ნიმუშებიდან იზოლირდა სოქსლეტის ექსტრაქციის მეთოდით, რასაც მოჰყვა გელ-შელწევადი ქრომატოგრაფიული (GPC) გასუფთავება. ანალიზი ჩატარდა აირქრომატოგრაფიით, რომელიც შეწყვილებული იყო მასსპექტრომეტრიასთან უარყოფითი ქიმიური იონიზაციით (GC-MS-NCI). HBCD-ის იზომერების იზოლირება განხორციელდა აცეტონიტრილის მეშვეობით, ხოლო ანალიზი ჩატარდა ულტრა მაღალი ეფექტური სითხური ქრომატოგრაფიით, რომელიც შეწყვილებული იყო მასსპექტრომეტრიასთან ელექტროსპრეის იონიზაციით უარყოფით რეჟიმში (UHPLC-ESI-MS/MS).

შერჩეული PCB კონგენერები, HCBd, PeCB, HCB, DDT და მისი მეტაბოლიტები, აგრეთვე DP-ის იზომერები ნიმუშებიდან

2 იზომერი არის ორი ან რამდენიმე ნაერთიდან თითოეული, რომელსაც აქვს იგივე ფორმულა, მაგრამ განსხვავებული ატომური შემადგენლობა მოლეკულაში და, შესაბამისად, განსხვავებული თვისებები.

3 α-, β- და γ-HBCD

4 PBDE 28, 47, 49, 66, 85, 99, 100, 153, 154, 183, 196, 197, 203, 206, 207 და 209

5 ქიმიური ნაერთების ეს ჯგუფი წარმოდგენილია შემდეგი ნაერთებით: 1,2-ბის(2,4,6-ტრიბრომოფენოქსი) ეთანი (BTBPE), დეკაბრომოფენილ ეთანი (DBDPE), ჰექსაბრომბენზოლი (HBBz), ოქტაბრომო-1,3,3-ტრიმეთილფენილ-1-ინდანი (OBIND), 2,3,4,5,6-პენტაბრომოეთილბენზოლი (PBEB) და პენტაბრომოტოლუენი (PBT).

სოქსლეტის ექსტრაქციის მეთოდით იზოლირდა, რასაც მოჰყვა ნიმუშისთვის დაბინძურების მოცილება GPC მეთოდით. ანალიზი ჩატარდა აირქრომატოგრაფიით, რომელიც დაწყვილებული იყო მასსპექტრომეტრიასთან და ელექტრონულ იონიზაციასთან (GC-MS/MS-EI). ყველა ეს ანალიზი ჩატარა ISO/IEC 17025:2018 აკრედიტებულმა მეტროლოგიისა და ტესტირების ლაბორატორიამ (ქიმიისა და ტექნოლოგიების უნივერსიტეტი, პრადა, ჩეხეთის რესპუბლიკა).

ყველა ნიმუშში გაანალიზდა DP-ზე, PCB-ს შვიდ ინდიკატორულ კონგენერზე, HCB-ზე, PeCB-ზე, HCB-სა და BFRs-ებზე. დამატებით, კვერცხის სამი გაერთიანებული ნიმუში DR CALUX®-ის ბიოანალიზის მეთოდითაც იქნა გამოკვლეული, მათ შორის PBDD/Fs-ების არსებობაზეც. კვერცხის გაერთიანებულ ნიმუშებში ასევე გაანალიზდა 7 UV სტაბილიზატორი.

2.3.2. DR CALUX ბიოანალიზი

კვერცხის 3 ნიმუში გაიგზავნა ნიდერლანდების, ISO 17025-ით სერტიფიცირებულ BDS ლაბორატორიაში, სადაც DR CALUX®-ის უჯრედებზე დაფუძნებული სკრინინგ ანალიზი შესრულდა ევროკავშირის სტანდარტის, EC/644/2017-ის შესაბამისად. BDS DR CALUX®-ის ბიოანალიზის პროცედურა დეტალურადაა აღწერილი Besselink et al.-ის (2004a) მიერ.

DR CALUX მეთოდისთვის და PCDD/Fs-ების ჯამური პარამეტრისთვის, რომელიც ბიოანალიტიკური ეკვივალენტებითაა გამოხატული (BEQ;⁶ ნახევრად), ასევე PCDD/F-ებისა და dl-PCBs-ების ჯამური პარამეტრისთვის (BEQ; ნახევრად) გამოყენებულია ორგანული გამხსნელებით (ჰექსანით) შერყევის ექსტრაქციის მეთოდი. მიღებული ექსტრაქტები იწმინდება

სილიციუმის მჟავის სვეტზე, რის შემდეგაც, გაწმენდილი ექსტრაქტები იხსნება DMSO-ში. ამის შემდეგ კი განისაზღვრება DR CALUX-ის აქტივობა (24-საათიანი ექსპოზიციით). ნიმუშის რეაქცია კორექტირდება საბაზისო მაჩვენებლის მიხედვით, შემდგომ კი - ბიოანალიზის სავარაუდო აღდგენის მიხედვით, რაც ხორციელდება რეფერენტული ნიმუშის დახმარებით, ინტერესის სფეროს მიხედვით. შეფასება ხდება PCDD/Fs-ებისა და PCDD/Fs-ებისა და dl-PCBs-ების ჯამური მაქსიმალური დონეების მიხედვით, საიდანაც დადგენილია ზღვრული მნიშვნელობები (მაქსიმალური დონის 2/3). შეფასების შემდეგ, ნიმუშების საბოლოო შედეგები მოცემულია BEQ მაჩვენებლის სახით.

2.3.3. მძიმე ლითონები

ნიმუშებში მძიმე ლითონების ანალიზი ჩატარდა პრაღის სახელმწიფო ვეტერინარულ ინსტიტუტში, სტანდარტიზებული პროცედურების გამოყენებით. ვერცხლისწყალი განისაზღვრა ატომური აბსორბციული სპექტრომეტრით, ავტომატიზებული ვერცხლისწყლის ანალიზატორის მეშვეობით (AAS-AMA, SOP 70.4). თუთია გაიზომა ალის ატომური აბსორბციული სპექტრომეტრით (AAS, SOP 70.2). დარჩენილი ელემენტების - ტყვიის, კადმიუმის, სპილენძის, ქრომის, თუთიისა და დარიშხანის ანალიზი ჩატარდა ინდუქციურად შეწყვილებული პლაზმური მასსპექტრომეტრით (ICP-MS, SOP 70.75). სიზუსტისა და სანდოობის უზრუნველსაყოფად, თითოეული მეთოდი ემყარება შიდა სტანდარტულ ოპერაციულ პროცედურებს (SOPs). გაზომვის გაურკვევლობები გამოიხატება გაფართოებული გაურკვევლობების სახით, დაფარვის ფაქტორით $k=2$, რაც 95%-იან სანდოობის დონეს შეესაბამება.

6 ბიოანალიტიკური ეკვივალენტი (BEQ) წარმოადგენს საზომ ერთეულს ბიოანალიზების სფეროში.

3. მდგრადი ორგანული დაბინძურებლები (POPS) ქალაქ რუსთავის ტოქსიკური დაბინძურების კერებიდან აღებულ ნიმუშებში

3.1. შესავალი, ნიმუშების აღება და ანალიზი

POPs-ების ანალიზისთვის რუსთავის ტერიტორიაზე გარემოს ობიექტებისა და სურსათის სულ 41 ნიმუში შეგროვდა. მათ შორი: წილის ნარჩენის 2 ნიმუში, საბავშვო მოედნების ნიადაგის 7 ნიმუში, სხვა ადგილებიდან აღებული ნიადაგის 4 ნიმუში, ღია სივრცის მტვრის 5 ნიმუში, მდინარე მტკვრიდან ნალექი მასალის 3 ნიმუში და რუსთავის საზოგადოებრივ პარკის ტბის ნალექი მასალის 1 ნიმუში. გარდა ამისა, შეგროვდა ბუნებრივ გარემოში მოშენებული/გამოზრდილი ქათმის კვერცხის 7 და თევზის 12 ნიმუში.

რეფერენტული ნიმუშები შეგროვდა სოფელ უდაბნოში, კერძოდ, ნიადაგის ერთი ნიმუში საბავშვო მოედანთან ახლოს და მტვრის ერთი

ნიმუში სოფლის გზიდან. კვერცხის ნიმუშებთან შესადარებლად, დამატებით გამოყენებული იყო რუსთავის სუპერმარკეტში შეძენილი კვერცხის ერთი გაერთიანებული ნიმუშიც.

როგორც მე-2 თავში („ნიმუშების აღება და ანალიზი“) აღინიშნა, ნიმუშების უმეტესობა კომპოზიტური იყო — შედგებოდა რამდენიმე ქვენიმუშისგან. კვერცხისა და თევზის შემთხვევაში ისინი მოიცავდა ერთი და იმავე სახეობისა და დაახლოებით ერთი ასაკის რამდენიმე ნიმუშს. მათი პროფესიული ჰომოგენიზაცია განხორციელდა უშუალოდ სავლე პირობებში ან ქიმიურ ლაბორატორიებში (კვერცხისა და თევზისთვის).

ნიადაგის, წილისა და მტვრის ანალიზის შედეგები მოცემულია ამ თავის 3.1–3.3 ცხრილებში; კვერცხის - მე-4 თავის 4.1 და 4.2 ცხრილებში; ხოლო

თევზის კი - მე-5 თავის 5.1. ცხრილში. კვერცხისა და თევზის მონაცემები განხილულია, შესაბამისად, მე-4 (კვერცხი) და მე-5 (თევზი) თავებში. ამდენად, წინამდებარე თავში ძირითადად ყურადღება გამახვილებულია ნარჩენებში (წიდა), ნიადაგსა და მტვერში POPs-ების ანალიზის შედეგებზე.

ლაბორატორიული ანალიზის ჩატარების მეთოდოლოგია წარმოდგენილია 2.3-ე ქვეთავში, „ანალიზის მეთოდები“.

3.2. შედეგები

რუსთავში აღებული ნიადაგის, მტვერისა და ნარჩენების ნიმუშებში POPs-ების ანალიზის შედეგები შეჯამებულია 3.1–3.3. ცხრილებში. მონაცემები შედარებულია სოფელ უდაბნოდან აღებულ რეფერენტულ ნიმუშებთან. შედეგები განხილულია ნიმუშების ტიპების მიხედვით, რადგან საბავშვო მოედნებიდან აღებული ნიადაგი კონკრეტულ შემთხვევას წარმოადგენს, მტვერი კი ნიადაგისგან განსხვავებული მატრიცაა.

3.2.1. POPs-ები ნიადაგში

ამ ქვეთავში განხილულია POPs-ების ანალიზის შედეგები ნიადაგისა და წიდის ნიმუშებში, რომლებიც რუსთავის ურბანული და გარეუბნის ტერიტორიებიდან, ასევე ახლომდებარე სოფელ თაბაქენდიდან შეგროვდა. საკვლევი ადგილები წარმოადგენს სამრეწველო, საცხოვრებელ და შერეული გამოყენების გარემოს ტიპებს. კვლევის მიზანი იყო საბავშვო მოედნების გარეთ არსებული ფონური და დაბინძურების კერების დონის შეფასება, განსაკუთრებით კი მეტალურგიული და ცემენტის მრეწველობის გავლენის გათვალისწინებით.

რუსთავის სხვადასხვა ადგილიდან აღებული ნიადაგის ნიმუშებში POPs-ების კონცენტრაციები მკვეთრად მერყეობდა, თუმცა ზოგიერთ შემთხვევაში დაფიქსირდა POPs-ების კერძოდ, პოლიქლორირებული ბიფენილების (PCBs) განსაკუთრებით მომატებული დონე. Σ7PCBs-ის ყველაზე მაღალი შედეგი გამოვლინდა სოფელ თაბაქენდში (GE-RS-4; 510 ნგ/გ მშრალ მასაში) და მეტალურგიულ ქარხნებს შორის მდებარე

ტერიტორიაზე (GE-RS-1; 459 ნგ/გ მშრალ მასაში). ეს მაჩვენებლები გამორჩეულად მაღალია და შეესაბამება სხვა ქვეყნების ისტორიულად დაბინძურებულ სამრეწველო ზონებში დაფიქსირებულ შედეგს.

აღნიშნულისგან განსხვავებით, საცხოვრებელი ზონებიდან აღებულ ნიმუშებში (GE-RS-2 და GE-RS-3) დაფიქსირდა PCBs-ების მნიშვნელოვნად დაბალი, თუმცა კვლავაც არსებითი რაოდენობის კონცენტრაციები (შესაბამისად 11.3 და 9.2 ნგ/გ). ეს შედეგი ცხადყოფს, რომ დაბინძურება საბაზისო დონეზე, სამრეწველო ზონების მიღმაც კი ვრცელდება.

DDT-ისა და მისი მეტაბოლიტების ყველაზე მაღალი დონე დაფიქსირდა საცხოვრებელ კორპუსთან ახლოს აღებულ ნიადაგის ნიმუშში (GE-RS-2), სადაც ფრინველი იყო მოშენებული. შედეგმა 235 ნგ/გ-ს შეადგინა.⁷ მასში p,p'-DDT/p,p'-DDE თანაფარდობა 3.47-ს აღწევდა, რაც ტექნიკური DDT-ის ბოლოდროინდელ ან მიმდინარე გამოყენებაზე, ან გამოყოფაზე მიუთითებს, რაც მოულოდნელია მისი აკრძალული სტატუსის გათვალისწინებით. რაც შეეხება სხვა ადგილებს, იქ DDT-ის გაცილებით დაბალი დონეები (1.2–7.6 ნგ/გ) გამოვლინდა, ხოლო თანაფარდობა 0.5-ზე დაბალი იყო (ATSDR 2022; US EPA 2008a; Woldetsadik et al. 2021), რაც ძველი ნარჩენების არსებობაზე მიუთითებს.

PeCB, HCB და HCHs ყველა ნიმუშში დაფიქსირდა, თუმცა შედარებით დაბალი კონცენტრაციით. რაც შეეხება HCB-ს მისი შემცველობა LOQ-ზე დაბალი აღმოჩნდა.

შესწავლილ წიდის ორ ნიმუშში POPs-ების მაღალი დონეები არ გამოვლენილა. მხოლოდ PCB-ის შვიდი კონგენერის კონცენტრაცია, რომელიც შეადგენდა 45 ნგ/გ მშრალ მასაში, შეიძლება ჩაითვალოს მომატებულად, რეფერენტული ნიადაგის ნიმუშთან შედარებით. ამის მიუხედავად, ნიადაგის ორ ნიმუშში (GE-RS-4 და GE-RS-1) POPs-ების დონე ერთი ერთეულით უფრო მაღალი იყო.

მიღებული შედეგები ცხადყოფს რუსთავის ურბანულ და გარეუბნის ნიადაგებში POPs-ების სახიფათო ნარჩენების დაგროვებას, რაც შესაძლოა როგორც წარსულის მემკვიდრეობას, ისე დღემდე მოქმედ

7 იხ. აგრეთვე თავისუფალ გარემოში მოშენებული/გამოზრდილი ქათმის კვერცხის ნიმუში GE-R-EGG-4, რომელშიც დაფიქსირდა DDT-ისა და მისი მეტაბოლიტების განსაკუთრებით მაღალი დონე — 7,120 ნგ/გ ცხიმში (თავი 4).

წყაროებს უკავშირდებოდა. PCBs-ების ძირითად წყაროს, სავარაუდოდ, მეტალურგიული და ცემენტის საწარმოები წარმოადგენს. სერიოზულ შემთხვევებში იწვევს PCB-ის მაღალი დონეები GE-RS-1 და GE-RS-4 ნიმუშებში, ასევე DDT-ის მაღალი კონცენტრაცია GE-RS-2 ნიმუშში. ეს მონაცემები განსაკუთრებით საგანგაშოა გარემოს გრძელვადიანი დაცვისა და იმ ადამიანებზე პოტენციური ზეგავლენის თვალსაზრისით, რომლებიც აღნიშნულ ტერიტორიებზე ცხოვრობენ ან მუშაობენ.

3.2.2. POPS-ების შემცველობა საბავშვო მოედნების ნიადაგში

ამ ქვეთავში განხილულია რუსთავის საბავშვო მოედნების ნიადაგის დაბინძურების საკითხი, რაც სამიზნე მოსახლეობის განსაკუთრებული მოწყვლადობიდან გამომდინარე, კრიტიკული ზემოქმედების არეალს წარმოადგენს. ნიმუშები შეგროვდა ქალაქის სხვადასხვა მოედნიდან და შედარდა სოფელი უდაბნოს რეფერენტული უბნის მაჩვენებელთან. განსაკუთრებული ყურადღება ეთმობა DDT-სა და PCBs-ებს, მათი მაღალი

ცხრილი 3.1: POPS-ების შემცველობა რუსთავისა და თაბაქენდის წილისა და ნიადაგის ნიმუშებში (საბავშვო მოედნებიდან აღებული ნიმუშების გამოკლებით). მაჩვენებლები მოცემულია ნგ/გ მშრალ მასაში (მმ).

ნიმუშის ID	GE-RW-1	GE-RW-2	GE-RS-1	GE-RS-2	GE-RS-3	GE-RS-4
ადგილმდებარეობა	გზისპირა წილის გროვა	წილის გროვა წილის გადამუშავების უფრო დიდ ობიექტში	მეტალურგიული ობიექტების შორის არსებული ტერიტორია	საცხოვრებელი კორპუსის მიმდებარედ, სადაც ფრინველია მოშენებული	ცემენტის გამოსაწვავ ღუმელთან მიმდებარედ	თაბაქენდის პერიფერიაზე
ნიმუშის ტიპი	წიდა	წიდა	ნიადაგი	ნიადაგი	ნიადაგი	ნიადაგი
მშრალი წონა	100%	100%	100%	100%	100%	100%
7 PCB	9.4	45	459	11.3	9.2	510
6 PCB	7.1	43	345.18	8.83	6.8	500
PeCB	0.09	2.31	0.89	0.42	0.23	0.25
HCB	0.06	0.59	0.37	0.46	0.13	0.18
HCBd	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02
Σ HCH	0.13	0.16	0.89	1.94	0.14	0.58
Σ DDT	0.91	1.5	7.6	235	1.2	3.3
p.p'-DDT/p.p'-DDE	0.75	0.03	0.04	3.47	0.38	0.36

ცხრილი 3.2: POPs-ების შემცველობა რუსთავის საბავშვო მოედნიდან (GE-RPG-1 – GE-RPG-6B) და სოფელ უდაბნოს რეფერენტული უბნიდან (GE-UPG-1) აღებულ ნიადაგის ნიმუშებში.
დონეები განსაზღვრულია ნგ/გ მშრალ მასაში. ყველა ნიმუში იყო 100%-ით მშრალი მასა

ნიმუშის ID	GE-RPG-1	GE-RPG-2	GE-RPG-3	GE-RPG-4	GE-RPG-5	GE-RPG-6A	GE-RPG-6B	GE-UPG-1
7 PCB	1.97	24.3	4.97	10.4	3.62	0.44	1.82	<0.02
PeCB	0.33	0.79	0.25	0.37	0.13	0.03	0.10	<0.02
HCB	0.31	0.22	0.15	0.28	0.48	0.08	0.13	0.02
HCBD	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02
Σ HCH	3.98	2.55	4.17	3.44	0.48	0.12	0.31	0.06
Σ DDT	1,087	280	776	265	340	3.85	9.67	0.31
p,p'-DDT/p,p'-DDE	0.86	0.28	0.46	0.65	0.49	NA	NA	0.17

კონცენტრაციებისა და ბავშვთა ჯანმრთელობაზე ცნობილი უარყოფითი გავლენის გამო.

რუსთავის ბავშვთა სათამაშო მოედნიდან აღებულ ნიადაგის ნიმუშებში რამდენიმე POPs-ების, განსაკუთრებით DDT-ისა და PCBs-ების, კონცენტრაცია აღემატებოდა სოფელ უდაბნოს რეფერენტულ ნიმუშების შედეგებს (GE-UPG-1), რომელიც საქართველოსთვის საბაზისო დონეს წარმოადგენს. ყველაზე დაბინძურებულ ადგილებში, GE-RPG-1-ში, GE-RPG-2-სა და GE-RPG-3-ში, ΣDDT-ის შემცველობამ საბაზისო დონეს (0.31 ნგ/გ მშრალ მასაში) 1,000-3,500-ჯერ გადააჭარბა. რეფერენტულ ნიმუშში p,p'-DDT/p,p'-DDE-ის თანაფარდობა 0.17 იყო, რაც ისტორიული დაბინძურების მაჩვენებელს შეესაბამება. აღნიშნულისგან განსხვავებით, საბავშვო მოედნის რამდენიმე ნიმუშში დაფიქსირებული 0.5-ზე მაღალი მაჩვენებლები (ATSDR 2022; US EPA 2008a; Woldetsadik et al. 2021), განსაკუთრებით კი GE-RPG-1-ში არსებული 0.86 კონცენტრაცია, DDT-ის წყაროს ბოლოდროინდელ ან მიმდინარე გამოყენებაზე მიუთითებს.

მნიშვნელოვნად მომატებული აღმოჩნდა PCBs-ების კონცენტრაციაც. მაშინ როდესაც რეფერენტულ ნიმუშში PCBs-ების დონე LOQ-ზე დაბალი იყო (<0.02 ნგ/გ მშრალ მასაში), GE-RPG-2 ნიმუშში Σ7PCB-ის შემცველობამ

24.3 ნგ/გ, GE-RPG-4-ში — 10.4 ნგ/გ, ხოლო GE-RPG-3-ში — 4.97 ნგ/გ შეადგინა. GE-RPG-5 ნიმუშში, რომელიც საერთო ჯამში ყველაზე დაბინძურებულთა შორის არც კი ხვდება, ამ მაჩვენებელმა 3.62 ნგ/გ-ს მიაღწია და LOQ-ს 180-ჯერ გადააჭარბა. ეს მონაცემები მიუთითებს დაბინძურების მნიშვნელოვან ადგილობრივ წყაროზე, რაც სავარაუდოდ უკავშირდება როგორც წარსულ სამრეწველო მემკვიდრეობას, ასევე ბოლოდროინდელ საქმიანობას ან დაბინძურებული შემავსებელი მასალის გამოყენებას. საქართველოში PCBs-ები ისტორიულად ელექტროტრანსფორმატორებში გამოიყენებოდა (საქართველოს მთავრობა, 2018), რაც შესაძლოა ერთ-ერთი ასეთი წყარო იყოს.

HCHs-ების კონცენტრაციამ 4.17 ნგ/გ-მდე (GE-RPG-3) მიაღწია, რეფერენტულ ნიმუშში კი მისმა დონემ მხოლოდ 0.06 ნგ/გ შეადგინა. მიუხედავად იმისა, რომ ცალკეულ ადგილებში HCHs-ების გაცილებით მაღალი მაჩვენებლები დაფიქსირდა, მათი დონეები DDT-ებთან და PCBs-ებთან შედარებით მაინც დაბალი იყო, რაც შედარებით ნაკლებ შემოფოთებას იწვევს, თუმცა მაინც გარკვეულ დაბინძურებაზე მიუთითებს.

ეს შედეგები განსაკუთრებით საყურადღებოა იმის გათვალისწინებით, რომ აღნიშნულ ადგილებში მოწყვლადი ჯგუფები ცხოვრობენ.

განსაკუთრებული რისკის ქვეშ იმყოფებიან მცირეწლოვანი ბავშვები, რადგან მათ ხელის პირთან მიტანა და სხეულის წონასთან შედარებით დამბინძურებლების უფრო მაღალი კონცენტრაციის მიღება ახასიათებთ. მაგალითად, GE-RPG-1-ის ნიადაგის ნიმუში შეიცავდა 1,087 ნგ/გ Σ DDT-ს და 1.97 ნგ/გ Σ 7PCB-ს.

მიუხედავად იმისა, რომ ზოგიერთი კვლევა ბავშვებში დაბინძურების ზემოქმედების შესაფასებლად ნიადაგის გადაყლაპვის უფრო მაღალ მაჩვენებელს იყენებს (ATSDR 2001; Calabrese et al. 1997; Petrlik et al. 2015a), Moya-სა და Phillips-ის (2014) მეტა-მიმოხილვაში, ეს მაჩვენებელი 400-დან 41,000 მგ/დღეში მერყეობს. ამ კვლევაში საბაზისო დონედ გამოყენებულია აშშ-ის გარემოს დაცვის სააგენტოს (US EPA 2008b) და von Lindern-ისა და სხვების (2016) მიერ რეკომენდებული კონსერვატიული შეფასება - 100 მგ/დღეში. დამატებით, მცირეწლოვანი ბავშვებისთვის ჩვენ ასევე გავითვალისწინეთ Moya-სა და Phillips-ის (2014) დიაპაზონის ქვედა ზღვარი (400 მგ/დღეში) და ATSDR-ის ძველი შეფასებაც (1,000 მგ/დღეში; ATSDR 2001), რაც ასევე ასახავდა პიკას მსგავსი ქცევის არსებობის შესაძლებლობას. სამი სხვადასხვა სცენარის გათვალისწინებით, DDT-ებისა და PCBs-ების სავარაუდო დღიური დოზა გადაყლაპული ნიადაგის რაოდენობაზე დამოკიდებული. 100 მგ/დღეში მიღებისას, DDT-ების დოზა შეადგენს 108.7 ნგ/დღეში, PCBs-ებისთვის კი 0.197 ნგ/დღეში. 400 მგ/დღეში მიღების შემთხვევაში, შესაბამისი მაჩვენებლები იზრდება - DDT-ებისთვის 434.8 ნგ/დღეში, ხოლო PCBs-ებისთვის - 0.788 ნგ/დღეში. მაქსიმალური, 1,000 მგ/დღეში, მიღებისას, რაც ATSDR-ის შეფასების შესაბამისია, დღიური დოზა DDT-ებისთვის აღწევს 1,087 ნგ/დღეში, PCB-ებისთვის კი - 1.97 ნგ/დღეში. 15 კგ წონის ბავშვისთვის, ეს მაჩვენებლები, თითოეული სცენარის მიხედვით, ასე გადაანგარიშდება: DDT-ებისთვის - 7.25, 29.0 და 72.5 ნგ/კგ სხეულის მასაზე/დღეში; და PCBs-ებისთვის - 0.013, 0.053 და 0.131 ნგ/კგ სხეულის მასაზე/დღეში.

მიუხედავად იმისა, რომ ამჟამად DDT-ის დასაშვები დღიური ნორმა მისი მიღების (გადაყლაპვის) შემთხვევაში (TDI) EFSA-ს მიერ განსაზღვრული არ არის, WHO-ის ძველი მონაცემებით იგი შეადგენდა 10 მკგ/კგ სხეულის მასაზე/დღეში, თუმცა დღეს ეს მაჩვენებელი მოძველებულად ითვლება. ავსტრალიაში DDT-ის TDI შეადგენს 2 მკგ/კგ სხეულის მასაზე/დღეში

(ავსტრალიის მთავრობა 2011). ATSDR-ის სცენარით (1,000 მგ/დღეში), DDT-ის სავარაუდო დღიური მიღება აღწევს 0.0725 მკგ/კგ სხეულის წონაზე/დღეში, რაც ავსტრალიის ნორმის დაახლოებით 3.6%-ია.

მიუხედავად იმისა, რომ აღნიშნული დონეები არსებულ სახელმძღვანელო ნორმებს არ აღემატება, დამატებით კვლევებს საჭიროებს ყოველდღიური განმეორებითი ზემოქმედების პოტენციური და ამ ნაერთების კუმულაციური და ხანგრძლივი ტოქსიკური ეფექტები, რომელიც მოიცავს ზეგავლენას ნეიროგანვითარებაზე, ენდოკრინული დარღვევებსა და შესაძლო კანცეროგენულობას.

მიღებული შედეგები ხაზს უსვამს რისკების შეფასებისა და გარემოს აღდგენითი ღონისძიებების განხორციელების აუცილებლობას, განსაკუთრებით კი ყველაზე დაბინძურებულ ადგილებში.

3.2.3. POPs-ების შემცველობა ღია გარემოს მტვრის ნიმუშებში

აღნიშნული ქვეთავი განიხილავს POPs-ების არსებობას ღია გარემოში არსებულ მტვერში. მტვერი გარემოს მნიშვნელოვანი, მაგრამ ხშირად უგულებელყოფილი კომპონენტია, რომელიც ურბანულ და სამრეწველო ტერიტორიებზე დაბინძურების სერიოზულ წყაროდ შეიძლება იქცეს. ნიმუშები შეგროვდა რუსთავის სხვადასხვა ადგილიდან, მათ შორის საცხოვრებელი უბნებიდან, სამრეწველო ზონებიდან და საგზაო მონაკვეთებიდან, შემდეგ კი ისინი შედარდა სოფელ უდაბნოს საკონტროლო მტვრის ნიმუშთან. კვლევის მიზანს წარმოადგენს ზედაპირული ნაწილაკების სივრცითი განაწილებისა და დაბინძურების შესაძლო წყაროების შეფასება.

რუსთავში აღებულ ღია გარემოში არსებულ მტვრის ნიმუშებში PCBs-ებითა და სხვა POPs-ებით მნიშვნელოვანი ლოკალური დაბინძურება გამოვლინდა, განსაკუთრებით სამრეწველო ობიექტების სიახლოვეს. ორ მეტალურგიულ ქარხანას შორის აღებული ნიმუში (GE-RD-1) ყველაზე დაბინძურებული აღმოჩნდა, მასში Σ 7PCBs-ის შემცველობა თითქმის 98 ნგ/გ იყო. ეს მაჩვენებელი 4,800-ჯერ და მეტჯერ აღემატებოდა სოფელ უდაბნოს რეფერენტულ ნიმუშში დაფიქსირებულ დონეს, სადა PCBs-ების კონცენტრაცია LOQ-ზე დაბალი იყო. მომატებული დონეები დაფიქსირდა

ცხრილი 3.3: POPs-ების შემცველობა რუსთავის მტკრის ნიმუშებში (GE-RD-1 – GE-RD-5) და სოფელ უდაბნოს რეფერენტულ ნიმუშში (GE-UD-1). დონეები განსაზღვრულია ნგ/გ მშრალ მასაში. ყველა ნიმუში გაანალიზდა 100%-ით მშრალ მასაში.						
ნიმუშის ID	GE-RD-1	GE-RD-2	GE-RD-3	GE-RD-4	GE-RD-5	GE-UD-1
ადგილმდებარეობა	მეტალურგიულ ქარხნებს შორის	საცხოვრებელი უბანი პანელური კორპუსებით	წიდის საწყობის მიმდებარედ	წიდის საწყობის მიმდებარედ	ფეროშენადნობების ქარხნის მახლობლად	რეფერენტული ადგილი შორეულ სოფელ უდაბნოში
7 PCB	98	4.1	1.8	2.1	25	<0.02
PeCB	1.35	0.39	0.40	0.32	3.75	0.03
HCB	0.80	0.84	0.17	0.12	6.80	0.08
HCBd	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02
Σ HCH	0.67	0.12	0.13	0.06	0.08	0.10
Σ DDT	8.29	0.51	1.50	<0.02	1.27	0.11
p,p'-DDT/p,p'-DDE	0.30	0.69	0.15	NA	0.77	NA

ფეროშენადნობთა ქარხნის მახლობლად (GE-RD-5), სადაც Σ7PCBs-ის მაჩვენებელმა შეადგინა 25 ნგ/გ მშრალ მასაში.

HCB ასევე აღმოჩნდა GE-RD-5-ის ნიმუშში, კონცენტრაციით 6.80 ნგ/გ მშრალ მასაზე. ეს მაჩვენებელი 80-ჯერ მეტია რეფერენტული უბნის შედეგზე, რაც ძლიერ სამრეწველო ზემოქმედებაზე მიუთითებს. ამ დასკვნას ამყარებს ისიც, რომ PeCB ყველა ურბანულ ნიმუშში იყო გამოვლენილი და მისი უმაღლესი კონცენტრაცია კვლავ ფეროშენადნობთა ქარხანასთან დაფიქსირდა (3.75 ნგ/გ მშრალ მასაზე).

მიუხედავად იმისა, რომ მტკერში DDT-ის დონეები, ზოგადად, ნიადაგთან შედარებით დაბალი იყო, GE-RD-1 ნიმუშში მაინც მნიშვნელოვანი დაბინძურება დაფიქსირდა (8.29 ნგ/გ მშრალ მასაში). ორ ნიმუშში (0.69 GE-RD-2-ში და 0.77 GE-RD-5-ში) p,p'-DDT/p,p'-DDE-ის თანაფარდობა 0.5-ს აღემატებოდა, რაც ქალაქის ტერიტორიაზე DDT-ის წყაროს ბოლოდროინდელ ან მიმდინარე გამოყენებაზე მიანიშნებს (ATS-DR 2022; US EPA 2008a; Woldetsadik et al. 2021).

საერთო ჯამში, შედეგები ცხადყოფს, რომ ატმოსფერული ნაწილაკები და საგზაო მტვერი მოსახლეობისთვის დაბინძურების დამატებით წყაროს წარმოადგენს. ეს რისკი განსაკუთრებით მაღალია ბავშვებისთვის, რომლებიც შესაძლოა მტვრიან გზებთან ან გრუნტიან ადგილებში თამაშობდნენ ან გადაადგილდებოდნენ. დაფიქსირებული კონცენტრაციები, განსაკუთრებით PCBs-ების შემთხვევაში, ნათლად მიუთითებს სამრეწველო საქმიანობასთან კავშირს და ხაზს უსვამს რისკების შეფასებისა და დაბინძურების კონტროლის აუცილებლობას, მათ შორის, მტკრის შემცირების, ურბანული გამწვანებისა და, შესაძლოა, ყველაზე დაბინძურებულ სივრცეებში გადაადგილების შეზღუდვის გზით.

3.2.4. POPs-ების შემცველობა ნალექის ნიმუშებში

ამ თავის დასკვნით ნაწილში აღწერილია POPs-ების ანალიზის შედეგები, რომლებიც რუსთავის წყლის ობიექტების, კერძოდ, მდინარე მტკვრისა და პარკის ტბის, ნალექი მასალის ნიმუშებიდან შეგროვდა.

ცხრილი 3.4: POPs-ების შემცველობა მდინარე მტკვრისა (2-4) და რუსთავის პარკის ტბის (1) დანალექი მასალის ნიმუშებში.
დონეები განსაზღვრულია ნგ/გ მშრალ მასაში.

ნიმუშის ID	GE-RSED-1	GE-RSED-2	GE-RSED-3	GE-RSED-4
	ტბა	მდინარე მტკვარი		
	პარკის ტბა	ადგილი პარკის ტბის მახლობლად	რუსთავის ტყის მახლობლად	ჩამდინარე წყლის გამწმენდი ნაგებობის (WWTP) ქვემო დინება
Dry weight	15%	74%	77%	65%
7 PCB	2.95	0.41	0.38	1.22
6 PCB	2.31	0.35	0.34	0.97
PeCB	0.15	0.03	0.03	0.08
HCB	0.29	0.08	0.07	0.35
HCBd	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02
Σ HCH	0.49	0.38	0.20	0.30
Σ DDT	31.07	11.48	3.35	1.96
p,p'-DDT/ p,p'-DDE	0.09	0.50	0.71	0.59

ამ ნიმუშების ანალიზი წარმოდგენას ქმნის დაბინძურების როგორც ისტორიულ, ისე მიმდინარე მდგომარეობის სურათზე, ვინაიდან ნალექი

მასალა, ერთი მხრივ, POPs-ებს აგროვებს, მეორე მხრივ კი მათ მეორად წყაროს წარმოადგენს. ტბისა და მდინარის დანალექებს შორის არსებული განსხვავებები და დინების ზედა და ქვედა წელის შედარება ხელს უწყობს დაბინძურების სავარაუდო წყაროების დადგენასა და გარემოს ზოგადი ტენდენციების შეფასებას.

რუსთავში, მდინარე მტკვრისა და პარკის ტბის ნალექი მასალის ნიმუშების ანალიზმა POPs-ების კონცენტრაციის მნიშვნელოვანი სხვაობა გამოავლინა. ყველაზე მაღალი მაჩვენებლები, ყველა ჯერზე, ტბის ნალექის ნიმუშში (GE-RSED-1) აღმოჩნდა, განსაკუთრებით ΣDDT-ის (31.07 ნგ/გ მშრალ მასაში), ΣHCH-ის (0.49 ნგ/გ მშრალ მასაში) და Σ7PCB-ის (2.95 ნგ/გ მშრალ მასაში) შემთხვევებში. ეს შედეგები მდინარის ნიმუშებში დაფიქსირებულ დონეებს რამდენჯერმე აღემატებოდა.

მდინარის იმ ნიმუშებში, რომლებიც ტბიდან მოშორებით შეგროვდა (GE-RSED-3), POP-ების კონცენტრაციები შედარებით კლებულობდა. საყურადღებოა, რომ ჩამდინარე წყლების გამწმენდი ნაგებობის ქვემო წელში აღებულ ნიმუშში (GE-RSED-4) PCBs-ისა და HCB-ის დონეები მცირედით იყო მომატებული დინების ზემო წელის ნიმუშებთან შედარებით, რაც ადგილობრივი დაბინძურების სავარაუდო წყაროზე მიუთითებს.

p,p'-DDT-ისა და p,p'-DDE-ის თანაფარდობა ყველაზე დაბალი (0.09) აღმოჩნდა ტბის ნალექში, რაც DDT-ის ისტორიულ გამოყენებასა და მის შემდგომ დეგრადაციაზე მიანიშნებს. მდინარის ნალექში დაფიქსირებული უფრო მაღალი თანაფარდობა (GE-RSED-3-ში 0.71-მდე) კი შესაძლოა მიუთითებდეს DDT-ის ბოლოდროინდელ ან მიმდინარე გამოყენებაზე (ATS-DR 2022; US EPA 2008a; Woldetsadik et al. 2021).

4. POPS-ები ქალაქ რუსთავისა და სოფელ თაბაქენდის ბუნებრივ გარემოში მოშენებული/გამოზრდილი ქათმის კვრცხებში

4.1. ნიმუშების აღება და ანალიზი

სოფელ თაბაქენდის სამი და ქალაქ რუსთავის ოთხი სხვადასხვა ადგილიდან, ჯამში, ბუნებრივ გარემოში მოშენებული/გამოზრდილი ქათმის კვრცხის შვიდი გაერთიანებული ნიმუში შეგროვდა. ერთი საკონტროლო ნიმუში შეძენილ იქნა რუსთავის ერთ-ერთ სუპერმარკეტში, როგორც ამას რამოდენიმე წინა კვლევა გვთავაზობს (DiGangi and Petrlik 2005 ; Dvorská 2015; Dvorska et al. 2009).

წინამდებარე კვლევის ფარგლებში, თითოეულ გაერთიანებულ ნიმუშში კვრცხების რაოდენობა 2-დან 5-მდე მერყეობდა (იხ. ცხრილი 4.1).

ყველა ნიმუში გაანალიზდა ცალკეული PCDD/Fs-ებისა და dl PCBs-ების შემცველობაზე C/HRMS-ის გამოყენებით, საკვებ პროდუქტებში ამ

ნივთიერებების დონის კონტროლისთვის ევროკავშირის რეგულაციებით დადგენილი მეთოდების შესაბამისად (ევროკომისია, 2012). შედეგები წარმოდგენილია პგ WHO-TEQ-ის სახით, გრამ ცხიმში. დიოქსინების ტოქსიკურობა ყველა ნიმუშში შეფასდა 2005 წელს განსაზღვრული ტოქსიკურობის ეკვივალენტობის ფაქტორების (TEFs) საფუძველზე (van den Berg et al. 2006). სამი ნიმუში ასევე გაანალიზდა PBDD/Fs შემცველობაზე, MAS ლაბორატორიაში, გერმანიაში და დიოქსინის მსგავს აქტივობაზე - DR CALUX BioDetection Systems-ში ბიოანალიზის მეთოდით, ამსტერდამში (ნიდერლანდები).

ჩეხეთის სერტიფიცირებულ ლაბორატორიაში, კერძოდ, პრაღის ქიმიისა და ტექნოლოგიის უნივერსიტეტის საკვები პროდუქტების

ცხრილი 4.1: POPs-ის ანალიზის შედეგები სოფელ თაზაქენდიდან და ქალაქ რუსთავიდან აღებულ ბუნებრივ გარემოში მოშენებული/გამოზრდილი ქათმის კვარცხის გაერთიანებულ ნიმუშებში. მონაცემები შედარებულია რუსთავის სუპერმარკეტში შეძენილ კომერციული კვარცხის საკონტროლო და უპრაინიდან (დნიპრო-პრიდნიპროვსკა) და ბელარუსიდან (ჰატავა) მიღებულ, ასევე ბუნებრივ გარემოში მოშენებული/გამოზრდილი ქათმის კვარცხის ორ ნიმუშთან.

	ადგილმდებარეობა	თაზაქენდი	თაზაქენდი	თაზაქენდი	რუსთავი	რუსთავი	რუსთავი	რუსთავი	რუსთავი	რუსთავის სუპერმარკეტი	ჰატავა
	ნიმუშის ID	GE-R-EGG-1	GE-R-EGG-2	GE-R-EGG-3	GE-R-EGG-4	GE-R-EGG-5	GE-R-EGG-6	GE-R-EGG-7	GE-R-EGG-SUP	L-48-EGG	LN 272/14
	ერთეული										
კვარცხების რაოდენობა ნიმუშში	რაოდენობა	3	2	4	3	5	3	3	4	2	4
ცხიმის შემცველობა	%	9.39	9.09	9.17	10.88	9.76	6.63	10.99	8.17	9.52	15.4
PCDD/Fs	პგ TEQ/გ ცხიმში	3.7	2.5	1.4	1.7	1.7	7.4	4.4	0.216	5.8	4.3
dl-PCBs		15.2	10	10.9	5	11.5	28.3	8.9	0.027	8.3	11.3
PCDD/F/dl-PCBs		18.9	12.5	12.3	6.7	13.2	35.7	13.3	0.24	14.1	15.6
PBDD/Fs		<1.1	11.3	NA	NA	NA	<1.1	NA	NA	NA	< LOQ
DR CALUX	პგ BEQ/გ ცხიმში	25	22	NA	NA	NA	29	NA	NA	NA	8.1
PeCB	ნგ/გ ცხიმში	0.30	0.17	0.41	0.31	0.73	0.45	<0.1	<0.1	NA	NA
HCB		1.43	0.99	1.21	0.77	1.56	1.65	<0.1	<0.1	NA	2.9
HCBd		<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	NA	NA
7 PCBs		58	31	29	117	51	138	16	6	NA	66
6 PCBs		37	20	18	107	33	102	11	5.7	NA	53
Σ HCH		9.6	6.1	61	20	10	23	1.6	<0.1	NA	5
Σ DDT		62	87	279	7,120	375	672	15	2.2	NA	231
Σ HBCD		669	<4.2	5.2	<4.2	<4.2	<4.2	10	<4.2	NA	NA
Σ PBDEs		< LOQ	1,231	3.7	0.11	< LOQ	114	< LOQ	< LOQ	NA	NA

ცხრილი 4.1.-ის გაგრძელება											
	ნიმუშის ID	GE-R-EGG-1	GE-R-EGG-2	GE-R-EGG-3	GE-R-EGG-4	GE-R-EGG-5	GE-R-EGG-6	GE-R-EGG-7	GE-R-EGG-SUP	L-48-EGG	LN 272/14
	ერთეული										
decaBDE	ნგ/გ ცხიმში	<1.5	1,181	3.7	<1.5	<1.5	5	<1.5	<1.5	NA	NA
Σ nBFRs		< LOQ	< LOQ	< LOQ	< LOQ	< LOQ	< LOQ	< LOQ	< LOQ	NA	NA
Σ DP		<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	NA	NA
p,p'-DDT/p,p'-DDE	ნგ/გ ნედლეულ ნიმუშში	0.30	0.37	0.96	0.95	0.55	0.43	0.24	0.78	NA	0.85
⁷ SVსტაბილიზატორის		0.49	0.71	0.59	<0.01	5.67	0.32	1.04	<0.01	NA	NA

ქიმიისა და ანალიზის დეპარტამენტში, ჩატარდა 16 PBDE-ის კონგენერის, 3 HBCD-ის იზომერის, 6 nBFR-ის, DP-ის ორი სტერეოიზომერის, DDT-სა და მისი მეტაბოლიტების, 3 HCH-ის სტერეოიზომერის, PeCB-ის, HCB-ის, HCBd-ისა და ndl PCB-ების ანალიზები.

ყველა ანალიზის მეთოდი აღწერილია წინამდებარე პუბლიკაციის 2.3 თავში.

4.2. შედეგები

ცხრილი 4.1. აჯამებს ბუნებრივ გარემოში მოშენებული/გამოზრდილი ქათმის კვერცხების გაერთიანებული ნიმუშების ქიმიური ანალიზის შედეგებს. ცხრილი 4.2 კი ერთმანეთს ადარებს კვერცხებში დაფიქსირებულ და ევროკავშირის რეგულაციებით დადგენილ ზღვრულ მაჩვენებლებს (ევროკომისია, 2023; ევროპარლამენტი და საბჭო, 2025).

4.3. განხილვა

წინამდებარე კვლევის ფარგლებში გაანალიზდა POPs-ების შემცველობა სოფელ თაბაქენდსა და ქალაქ რუსთავში აღებული, ბუნებრივ გარემოში მოშენებული/გამოზრდილი ქათმის კვერცხების გაერთიანებულ ნიმუშებში.

შედეგები შედარდა რუსთავის სუპერმარკეტში შეძენილ კომერციული კვერცხის საკონტროლო და უკრაინიდან (დნიპრო-პრიდნიპროვსკე) და ბელარუსიდან (ჰატავა) მიღებულ, ასევე ბუნებრივ გარემოში მოშენებული/გამოზრდილი ქათმის კვერცხების ნიმუშებთან. კონცენტრაციები წარმოდგენილია ცხიმის მასის მიხედვით (ნგ ან პგ გრამ ცხიმში).

4.3.1. PCDD/Fs, PCBs და PBDD/Fs

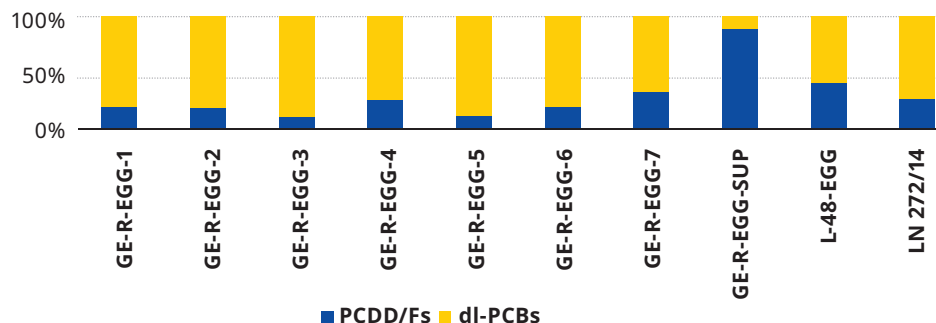
PCDD/Fs-ებისა და dl-PCBs-ების დონეები, რომელიც შეფასებულია 2005 წელს დადგენილი WHO-ს ტოქსიკური ექვივალენტების სახით (WHO-TEQ) (van den Berg et al. 2006), ნიმუშებს შორის მნიშვნელოვნად განსხვავდებოდა. რუსთავიდან აღებული ნიმუშების უმეტესობაში დაფიქსირდა არადიოქსინის მსგავსი PCBs-ების (ndl-PCB) მარეგულირებელ ზღვრებში შემავალი ექვსი PCB კონგენერის მომატებული კონცენტრაცია, რომელიც აღწევდა 107 ნგ/გ-ს ცხიმში, ხოლო dl-PCBs-ის დონე შეადგენდა 28.3 პგ WHO-TEQ/გ ცხიმში. ევროკავშირის მიერ ndl-PCBs-ებისთვის დადგენილი ზღვარი, 40 ნგ/გ ცხიმში (ევროკომისია 2023), გადაჭარბებული აღმოჩნდა სამ შემთხვევაში: GE-R-EGG-4, GE-R-EGG-6 და ჰატავიდან აღებულ ნიმუშში.

ცხრილი 4.2: ვერცხებში აღმოჩენილი POPs-ების შემცველობის შედარება ევროკავშირის მიერ საკვები პროდუქტებისთვის დადგენილ ზღვრულ მაჩვენებლებთან (ევროკომისია 2023; ევროპარლამენტი და საბჭო 2025). PCDD/Fs-ების, dl-PCBs-ებისა და ndl-PCBs-ების დასაშვები დონეები განსაზღვრულია გრამ ცხიმში, ხოლო DDT-ის, HCH-ისა და HCB-ის ნარჩენების ზღვრები კი - გრამ ნედლ წონაში.

ადგილმდებარეობა		თაბაქენდი			რუსთავი					დნიპრო-პრიდნიპროვსკე	ჰატავა	
	კვერცხის ნიმუშის ID	GE-R-EGG-1	GE-R-EGG-2	GE-R-EGG-3	GE-R-EGG-4	GE-R-EGG-5	GE-R-EGG-6	GE-R-EGG-7	GE-R-EGG-SUP	L-48-EGG	LN 272/14	ევროკავშირი
	ერთეული											
PCDD/Fs	პგ TEQ/გ ცხიმში	3.7	2.5	1.4	1.7	1.7	7.4	4.4	0.216	5.8	4.3	2.5
PCDD/F/dl-PCBs		18.9	12.5	12.3	6.7	13.2	35.7	13.3	0.24	14.1	15.6	5
ndl-PCBs (6 PCBs)	პგ TEQ/გ ცხიმში	37	20	18	107	33	102	11	5.7	NA	53	40
Σ of DDT	პგ TEQ/გ ცხიმში	5.8	7.9	25.5	774	37	45	1.6	0.18	NA	36	50
ალფა HCH		0.04	0.01	0.07	0.18	0.07	0.07	<0.01	<0.01	NA	<0.01	20
ბეტა HCH		0.83	0.54	5.51	1.95	0.92	1.33	0.17	<0.01	NA	0.56	10
გამა HCH		0.03	<0.01	0.02	0.07	0.03	0.13	<0.01	<0.01	NA	0.2	10
HCB		0.13	0.09	0.11	0.08	0.15	0.11	<0.01	<0.01	NA	0.44	20

როგორც ეს ნაჩვენებია 4.1 ცხრილში და 4.1 დიაგრამაზე , რუსთავის ბუნებრივ გარემოში მოშენებული/გამოზრდილი ქათმების კვერცხების ყველა ნიმუშში dl-PCBs-ები WHO-TEQ-ის საერთო მაჩვენებელში დომინანტურ წილს იკავებდა და დიოქსინის მსგავსი ტოქსიკურობის 67%-89%-ს შეადგენდა. მსგავსი სურათი გამოიკვეთა ჰატავასა და პრიდნიპროვსკის კვერცხის ნიმუშებშიც. dl-PCBs-ების მსგავსი ჭარბი წილი დაფიქსირდა ასევე სხვა ადგილებშიც, მეტალურგიული ობიექტების სიახლოვეს აღებულ

კვერცხებშიც (Grechko et al., 2021a; Petrlik et al., 2022a; Petrlik და Strakova, 2018; Squadrone et al., 2015). ერთადერთ გამონაკლისს წარმოადგენდა რუსთავის სუპერმარკეტიდან აღებული კვერცხის ნიმუში, რომელშიც WHO-TEQ-ის საერთო მაჩვენებელში PCDD/Fs-ები ჭარბობდა. აღსანიშნავია, რომ მოცემული პროცენტები ასახავს მხოლოდ PCDD/F-ების წილს PCBs-თან საერთო პროფილში და არა ამ ნაერთების მთლიან კონცენტრაციას. სუპერმარკეტის კვერცხის ნიმუშში დაფიქსირებული შედარებით მაღალი

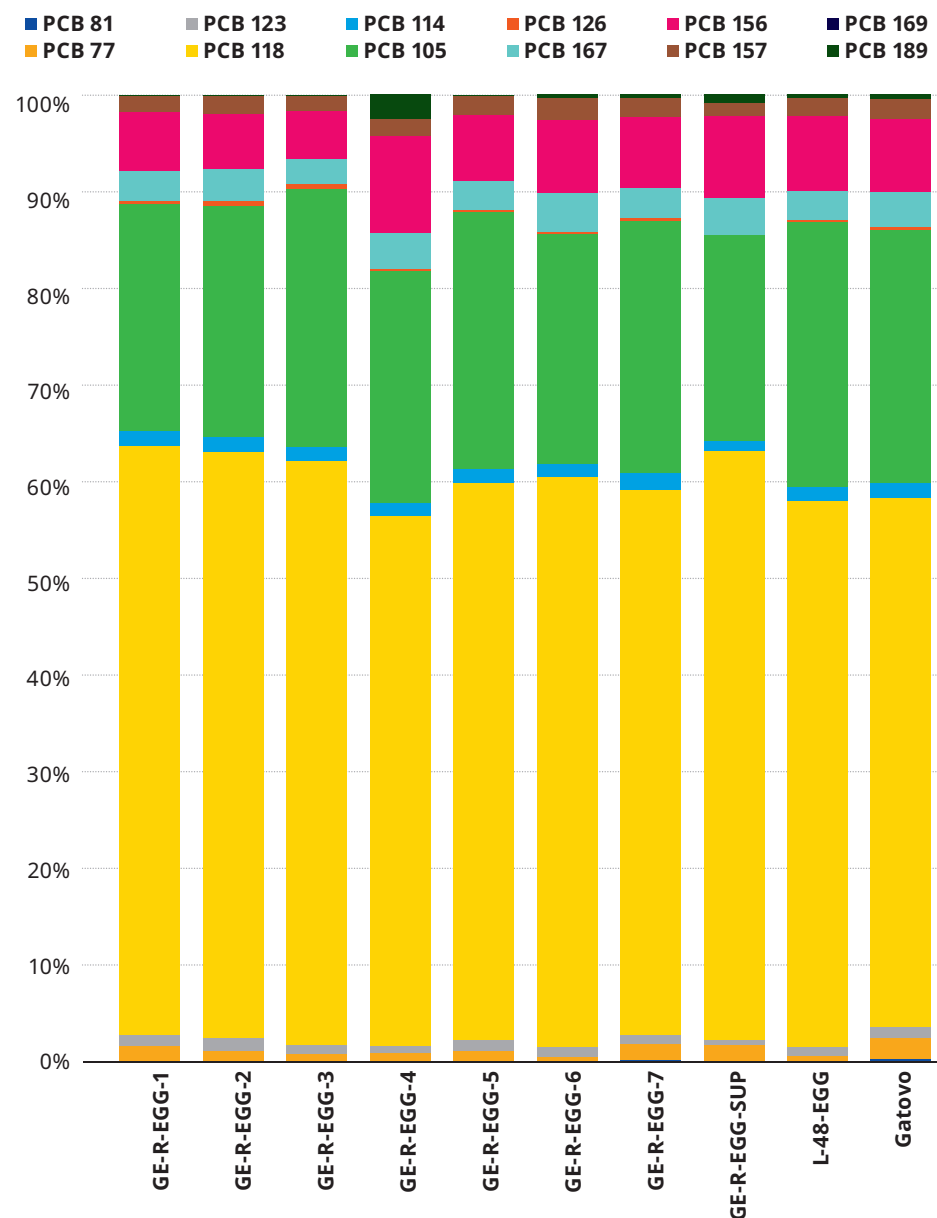


დიაგრამა 4.1: კვერცხის ნიმუშებში PCDD/Fs-ებისა და dl-PCBs-ების წილი WHO-TEQ-ის საერთო მაჩვენებელში.

პროცენტული მაჩვენებელი განპირობებულია დამბინძურებლების დაბალი საერთო კონცენტრაციით, რა დროსაც PCDD/F-ების მცირე აბსოლუტური რაოდენობაც კი dl-PCBs-თან შედარებით დიდ წილს იკავებს.

dl-PCBs-ების კონგენერების სტრუქტურა მსგავსი იყო კვერცხის ყველა ნიმუშში (იხ. დიაგრამა 4.2) და ემთხვეოდა ტექნიკური PCB ნარევების პროფილს, რაც ნათლად მიაჩნდება, რომ სწორედ იგი წარმოადგენდა დაბინძურების ძირითად წყაროს. მიუხედავად ამისა, ამ პროცესში შესაძლოა გავლენა ასევე ჰქონდეს მეორად წყაროებსაც, მაგალითად, მეტალურგიულ საწარმოებში PCB-ით დაბინძურებული ლითონის ნარჩენების გადამუშავებას (Petrlik et al. 2022a). ამ კუთხით, რუსთავის მდგომარეობა ჰგავს სომხეთის ქალაქ ალავერდის სიტუაციას (Grechko et al. 2021a; Petrlik and Strakova 2018).

GE-R-EGG-6 ნიმუშში აღმოჩენილი dl-PCB-ის დონე, 28.3 პგ WHO-TEQ/გ ცხიმში, ახლოსაა სხვა მაღალდაბინძურებული სამრეწველო ზონებიდან აღებულ კვერცხებში დაფიქსირებულ შედეგებთან - მაგალითად, სომხეთის ქალაქ ალავერდთან (26 პგWHO-TEQ/გ ცხიმში) (Grechko et al. 2021a; Grechko et al. 2021b) და ყაზახეთის მეტალურგიული ცენტრის, თემირთაუს მახლობლად მდებარე როსტოვკასთან (26.5 პგ WHO-TEQ/გ ცხიმში) (Petrlik et al. 2016; Šír et al. 2015). აღნიშნული მაჩვენებელი მცირედით ჩამოუვარდება იტალიის მაღალინდუსტრიული პიემონტის რეგიონის



დიაგრამა 4.2: dl-PCB კონგენერის პროფილი ქათმის კვერცხის ნიმუშებში.

კვერცხებში დაფიქსირებულ შედეგს - 30 პგ WHO-TEQ/გ ცხიმში (Squadrone et al. 2015).

რუსთავში შეგროვებული კვერცხის ნიმუშებში ndl-PCBs-ების (6 კონგენერი) დონე (107 და 102 ნგ/გ ცხიმში) უფრო დაბალია, ვიდრე საფრანგეთის ქალაქ მენსიში, ძველი მუნიციპალური ნარჩენების ინსინერატორის მახლობლად (111, 120 და 141 ნგ/გ ცხიმში) (Pirard et al. 2004) ან მოლდოვაში, ქალაქ ჩობანოვკაში, ვატრას საბურავების პიროლიზის ქარხნის სიახლოვეს აღებულ კვერცხებში დაფიქსირებული მაჩვენებლები (144 ნგ/გ ცხიმში) (Petrlik et al. 2021b; Petrlik et al. 2022b). თუმცა, იგი აღემატება იტალიის ქალაქ ნეაპოლში 2014-2015 წლებში ნარჩენების ხანძრის კრიზისის დროს დაფიქსირებულ მაქსიმალურ დონეებს (Lambiase et al. 2017).

PCDD/F-ისა და dl-PCB-ის უმაღლესი კომბინირებული დონე დაფიქსირდა GE-R-EGG-6 ნიმუშში (35.7 პგ WHO-TEQ/გ ცხიმში), რომელიც რუსთავში, ქარის დერეფანში, ჩრდილო-დასავლეთით და სამხრეთ-აღმოსავლეთით განლაგებულ მეტალურგიულ ქარხნებს შორის ტერიტორიიდან იყო აღებული. იგი შვიდჯერ და მეტჯერ აღემატება ევროკავშირის მიერ კვერცხისთვის დადგენილ მაქსიმალურ ზღვარს (5 პგ WHO-TEQ/გ ცხიმში) (ევროკომისია, 2023), რაც სერიოზული დაბინძურების საფრთხეზე მიუთითებს. ამასთანავე, ეს მაჩვენებელი ორჯერ აღემატება ჰატავადან (ბელარუსი) და პრიდნიპროვსკიდან (უკრაინა) აღებული კვერცხის ნიმუშებში დაფიქსირებულ შედეგებს, რომლებიც, ორივე შემთხვევაში, სამრეწველო ზონაშია აღებული; ამასთან უკრაინულზე შესაძლოა მიმდინარე სამხედრო კონფლიქტისაც მოეხდინა ზეგავლენა.

GE-R-EGG-1, 2, 3, 5 და 7 ნიმუშებში დაფიქსირებული მაჩვენებლები ჰატავასა და პრიდნიპროვსკისას მსგავსია, თუმცა მაინც აჭარბებდა ევროკავშირის მიერ დადგენილ ზღვარს. GE-R-EGG-1 ნიმუშში - PCDD/Fs/dl-PCBs-ების კონცენტრაცია შეადგენდა 18.9 პგ WHO-TEQ/გ ცხიმში, რაც ევროკავშირის მიერ დადგენილ მაქსიმალურ დონეს სამჯერ და მეტჯერ აღემატება. დანარჩენ ოთხ ნიმუშში მაჩვენებლები მერყეობდა 12.3-დან 13.3 პგ/გ-მდე ცხიმში, რაც დასაშვებ ზღვარზე დაახლოებით ორ-სამჯერ მეტია. GE-R-EGG-4 ნიმუშის შემთხვევაშიც კი, სადაც შემცველობა 6.7

პგ/გ ცხიმში იყო, შედეგმა მცირედით გადააჭარბა ევროკავშირის მიერ დადგენილ დასაშვებ დონეს. აღსანიშნავია, რომ ამ ნიმუშში, ისევე როგორც GE-R-EGG-2-სა და GE-R-EGG-3-ში PCDD/Fs-ების შემცველობა ევროკავშირის მიერ დადგენილ ზღვარზე დაბალი იყო და გადააჭარბება ძირითადად dl-PCBs-ებით იყო განპირობებული.

აღნიშნულის საპირისპიროდ, სუპერმარკეტიდან აღებულ კვერცხის ნიმუშში (GE-R-EGG-SUP) როგორც PCDD/Fs-ების, ისე dl-PCBs-ების შედარებით დაბალი დონეები დაფიქსირდა, რომლებიც სრულად ჯდება ევროკავშირის მიერ დადგენილ ზღვრებში.

დიოქსინის მსგავსი PCBs-ების დონე მუდმივად მომატებული იყო ბბუნებრივ გარემოში მოშენებული/გამოზრდილი ქათმების კვერცხის ყველა ნიმუშში, მათ შორის პრიდნიპროვსკისა და ჰატავას შემთხვევებშიც. ეს ფაქტი ადასტურებს PCBs-ებით გარემოს მასშტაბურ დაბინძურებას პოსტ-საბჭოთა ქვეყნების სამრეწველო ზონებში, განსაკუთრებით კი მეტალურგიული წარმოების მიმდებარედ (Grechko et al. 2021a; Petrlik et al. 2019b; Petrlik et al. 2017; Petrlik et al. 2018; Šír et al. 2015). საქართველოში PCBs-ები ფართოდ გამოიყენებოდა ელექტროტრანსფორმატორებში (საქართველოს მთავრობა, 2018).

GE-R-EGG-2 ნიმუშში აღმოჩენილი PBDD/F-ის დონე, 11.3 პგ WHO-TEQ/გ ცხიმში, ამჟამად, მსოფლიოში ქათმის კვერცხში დაფიქსირებულ უმაღლეს მაჩვენებლებს შორის მეცხრე ადგილზეა. ეს შედეგი მცირედით აღემატება ნაირობიში, ნგარას ბაზრის ელექტრონული ნარჩენების გადამამუშავებელი უბნის სიახლოვეს აღებულ კვერცხებში დაფიქსირებულ მაჩვენებელს (10.8 პგ WHO-TEQ/გ ცხიმში) (Ochieng Ochola et al. 2023) და მცირედით ჩამოუვარდება ინდონეზიის ქალაქ კარავანგის შედეგს (12.8 პგ WHO-TEQ/გ ცხიმში), რომელიც იმ ადგილებში გამოვლინდა, სადაც კირის ღუმელებში პლასტმასის ნარჩენების წვავდნენ (Ismawati et al. 2024).

გაცილებით მაღალი კონცენტრაციები დაფიქსირდა პლასტმასის ღია წვის ცნობილ ადგილებში, მაგალითად, აგბოგბლოში (503 პგ WHO-TEQ/გ ცხიმში) და ტაილანდში, კალასინის პროვინციაში (30 და 81 პგ WHO-TEQ/გ ცხიმში) (Dvorska et al. 2023a). თუმცა, თაბაქენდის ნიმუშში PBDD/F-ის კონცენტრაცია აღემატებოდა კენიაში, ნანიუკის და ტანზანიაში, პუგუ

კინამფევის ნაგავსაყრელებთან გამოვლენილ შედეგებს, სადაც შედეგები მერყეობდა 4–დან 5-მდე პგ WHO-TEQ/გ ცხიმში (Teebthaisong et al. 2021).⁸

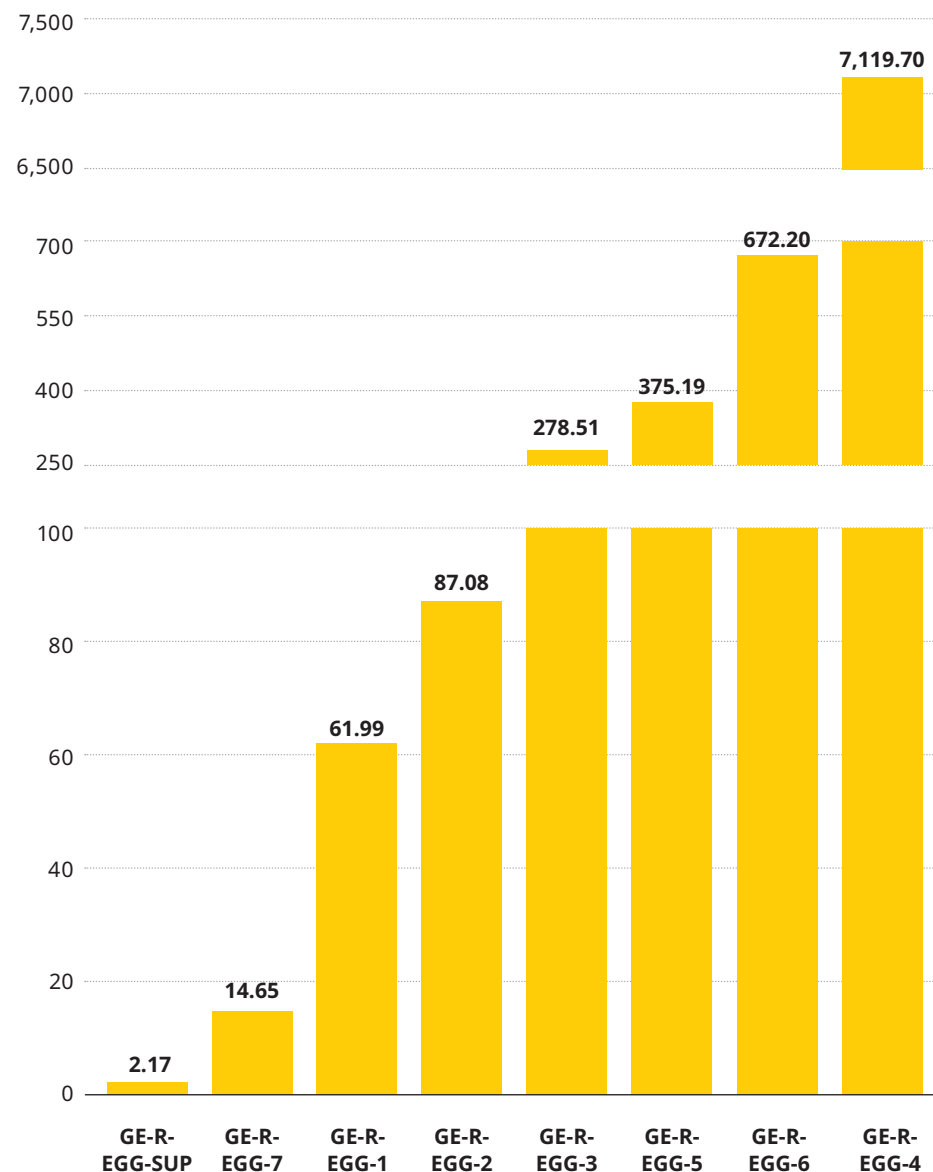
GE-R-EGG-2 ნიმუში PBDD/Fs-ებმა დიოქსინის მსგავსი ტოქსიკურობის თითქმის ნახევარი შეადგინა. PCDD/Fs-ების, dl-PCBs-ებისა და PBDD/Fs-ების კომბინირებული კონცენტრაცია ახლოს იყო DR CALUX ბიოანალიზის შედეგთან, რომელმაც შეადგინა 22 პგ BEQ/გ ცხიმში. აღნიშნული ხაზს უსვამს ბიოლოგიურ ნიმუშებში დიოქსინის მსგავსი დაბინძურების შესაფასებლად ისეთი ბიოანალიზების მნიშვნელობას, როგორიცაა DR CALUX.PBDD/F-ის დონე LOQ-ზე (<3 პგ WHO-TEQ/გ ცხიმში) დაბალი იყო ორ სხვა კვერცხის ნიმუშშიც (GE-R-EGG-1 და GE-R-EGG-6).

4.3.2. DDT და სხვა POPs-ების პესტიციდები

წარსული მემკვიდრეობიდან ნარჩენი პესტიციდების მხრივ, რუსთავიდან აღებულ კვერცხებში საგანგაშოდ მაღალი იყო ΣDDTs-ის დონე (იხილეთ დიაგრამა 4.3). განსაკუთრებით უნდა აღინიშნოს GE-R-EGG-4 ნიმუში, რომლის შედეგიც იყო 7.120 ნგ/გ ცხიმში და 774 ნგ/გ ნედლ წონაში. ეს მაჩვენებელი ათჯერ და მეტჯერ აღემატება ევროკავშირის მიერ დადგენილ მაქსიმალურ ნარჩენ ზღვარს (MRL), 50 ნგ/გ ნედლ წონაში (ევროპარლამენტი და საბჭო, 2025). აღნიშნული კონცენტრაციები მიაწვდის გარემოში DDT-ის ან ბოლოდროინდელ მოხვედრაზე ან მიმდინარე გამოყენებაზე. ამავსე ადასტურებს p,p'-DDT-სა და p,p'-DDE-ს თანაფარდობაც, რაც ფართოდ გამოყენებული ინდიკატორია ნივთიერების დაშლისა და მისი ბოლო გამოყენების დასადგენად. რამდენიმე ნიმუშში ეს შეფარდება 0.5-ის ტოლი ან მეტი იყო, რაც კიდევ უფრო ამყარებს შედარებით ახალი დაბინძურების ჰიპოთეზას (Dvorska et al. 2009; US EPA 2008a; Woldetsadik et al. 2021).

ΣDDT-ის მაღალი დონე დაფიქსირდა რუსთავის კიდევ სამ (GE-R-EGG-3, GE-R-EGG-5 და GE-R-EGG-6) და ასევე, პატავადან

⁸ წინამდებარე კვლევაში აღნიშნული PBDD/F-ის დონეები გამოთვლილია კვანტიფიკაციის (რაოდენობრივი) განსაზღვრის ზღვარზე (LOQ) დაბალი კონცენტრაციებისთვის 1/2 LOQ-ის გამოყენებით და, შესაბამისად, შესაძლოა განსხვავდებოდეს წინათ გამოქვეყნებული მონაცემებისგან.



დიაგრამა 4.3: ΣDDT-ის დონეები რუსთავისა და თაბაქენდის კვერცხის ნიმუშებში (ნგ/გ ცხიმში).

ადებული კვერცხის ნიმუშში, რაც პოსტ-საბჭოთა ქვეყნებში DDT-ით დაბინძურების უფრო ფართო გავრცელებაზე მიუთითებს (Dvorská et al. 2011; Dvorská et al. 2012; Jelinek et al. 2024; Moklyachuk et al. 2014; Petrlik et al. 2015b; Šír et al. 2015). თუმცა, განსაკუთრებით მაღალია GE-R-EGG-4 ნიმუშის დაბინძურების ხარისხი და უტოლდება DDT-ის ძველი მარაგების სიახლოვესთან დაფიქსირებულ მაჩვენებელს. მაგალითად, სომხეთის ქალაქ ერზიზისას, სადაც კვერცხის ნიმუშებში DDT-ის დონე აღარაა აღინიშნება 5,500 ნგ/გ-ს ცხიმში (Dvorská et al. 2011). ეს შედეგი თითქმის უტოლდება 2004 წელს ტანზანიის ქალაქ ვიკუგეში, მსოფლიოში DDT-ით ერთ-ერთ ყველაზე დაბინძურებულ ადგილში, დაფიქსირებულ შედეგს (7.041 ნგ/გ ცხიმში) (Dvorska et al. 2009; Mng'anya et al. 2005; Petrlik et al. 2025b).

GE-R-EGG-4 ნიმუშში ΣDDT-ის კონცენტრაციამ დაახლოებით სამჯერ გადააჭარბა ჩეხეთის რესპუბლიკაში, ქალაქ კლატოვის ლუბის უბანში მდებარე ყოფილი პესტიციდების საწყობისა და საწარმოს ეზოში თავისუფლად გაშვებული ქათმების კვერცხებში დაფიქსირებულ დონეს, რომელიც შეადგენდა დაახლოებით 2000 ნგ/გ ცხიმში (Dvorská et al. 2007).

მდგრადობიდან და ტოქსიკურობიდან გამომდინარე, ამ ჯგუფში ზოგჯერ სხვა POPs-ების პესტიციდებიც ერთიანდება, მაგალითად, ჰექსაქლორბენზოლი (HCB) და ჰექსაქლორბუტადიენი (HCBd). წინამდებარე კვლევაში, HCBd კვერცხის არცერთ ნიმუშში არ აღმოჩენილა, ხოლო HCB მხოლოდ მცირე კონცენტრაციით იყო წარმოდგენილი.

გამოვლინდა ჰექსაქლოროციკლოჰექსანის (HCH) იზომერებიც, თუმცა, ძირითადად დაბალი კონცენტრაციით და ევროკავშირის მიერ დადგენილ ზღვარზე გაცილებით ნაკლები ოდენობით. გამონაკლისი იყო სოფელ თაბაქენდიდან აღებული GE-R-EGG-3 ნიმუში, რომელშიც β-HCH იზომერის დონემ ევროკავშირის ზღვრული დონის ნახევარს მიაღწია. თაბაქენდის სამი ნიმუშს შორის, სწორედ აღნიშნულში დაფიქსირდა ΣDDT-ის ყველაზე მაღალი კონცენტრაციაც, 279 ნგ/გ ცხიმში, რაც, შესაბამისად, წარმოადგენს 25 ნგ/გ-ს ნედლ წონაში.

4.3.3. ბრომირებული ცეცხლგამძლე საშუალებები

აღსანიშნავია, რომ ბრომირებული ცეცხლგამძლე საშუალებები, როგორცაა HBCD და PBDEs-ები, ძირითადად, LOQ-ზე ნაკლები იყო ან ნიმუშების უმეტესობაში დაბალი კონცენტრაციით აღმოჩნდა. აქედან გამონაკლისს წარმოადგენდა ორი შემთხვევა: ნიმუში GE-R-EGG-2, რომელშიც ძალიან მაღალი PBDE მაჩვენებელი დაფიქსირდა (1.231 ნგ/გ ცხიმში); და ნიმუში GE-R-EGG-1, რომელშიც HBCD-ის დონემ ასევე ძალიან მაღალ ნიშნულს მიაღწია (669 ნგ/გ ცხიმში), რაც, სავარაუდოდ, ლოკალურ დაბინძურებაზე მიანიშნებს. ნიმუშების აღებისას გადაღებული ფოტომასალის საფუძველზე, GE-R-EGG-2 ნიმუშში PBDE-ით დაბინძურების სავარაუდო წყაროდ შესაძლოა ქათმებისთვის განკუთვნილ სივრცეში არსებული ძველი მატრასი ჩაითვალოს. ეს გარემოება შესაძლოა ხსნიდეს PBDE-ის დონის მატებას, რამდენადაც ეს ნივთიერებები ხშირად გამოიყენებოდა მატრასებში ცეცხლგამძლე საშუალების სახით (Boor et al. 2015; Dodson et al. 2012; Thomas and Brundage 2006).

GE-R-EGG-2 ნიმუშში PBDE-ის კონცენტრაცია მსოფლიოში ბუნებრივ გარემოში მოშენებული/გამოზრდილი ქათმების კვერცხებში დაფიქსირებულ მაჩვენებლებს შორის მე-11 ადგილზეა (იხილეთ დიაგრამა 4.4 და ცხრილი 4.3). იგი მცირედით ჩამოუვარდება განაში, აგბოგბლოში, ელექტრონული ნარჩენების ნაგავსაყრელზე აღებული კვერცხების შედეგებს (Petrlik et al., 2019a) და მცირედით აღემატება ჩინეთის ქალაქ უჰანში, მუნიციპალური ნარჩენების გადამამუშავებელი ქარხნის სიახლოვეს აღებული კვერცხებში მიღებულ მაჩვენებელს (Petrlik 2016).

GE-R-EGG-1 ნიმუშში HBCD-ის კონცენტრაცია ასევე მსოფლიოში ერთ-ერთი ყველაზე მაღალია და უტოლდება ინდონეზიის ქალაქ ბანგუნის პლასტმასის ნარჩენების ნაგავსაყრელიდან აღებული კვერცხის ნიმუშის შედეგს, 538 ნგ/გ ცხიმში (Petrlik et al. 2024).

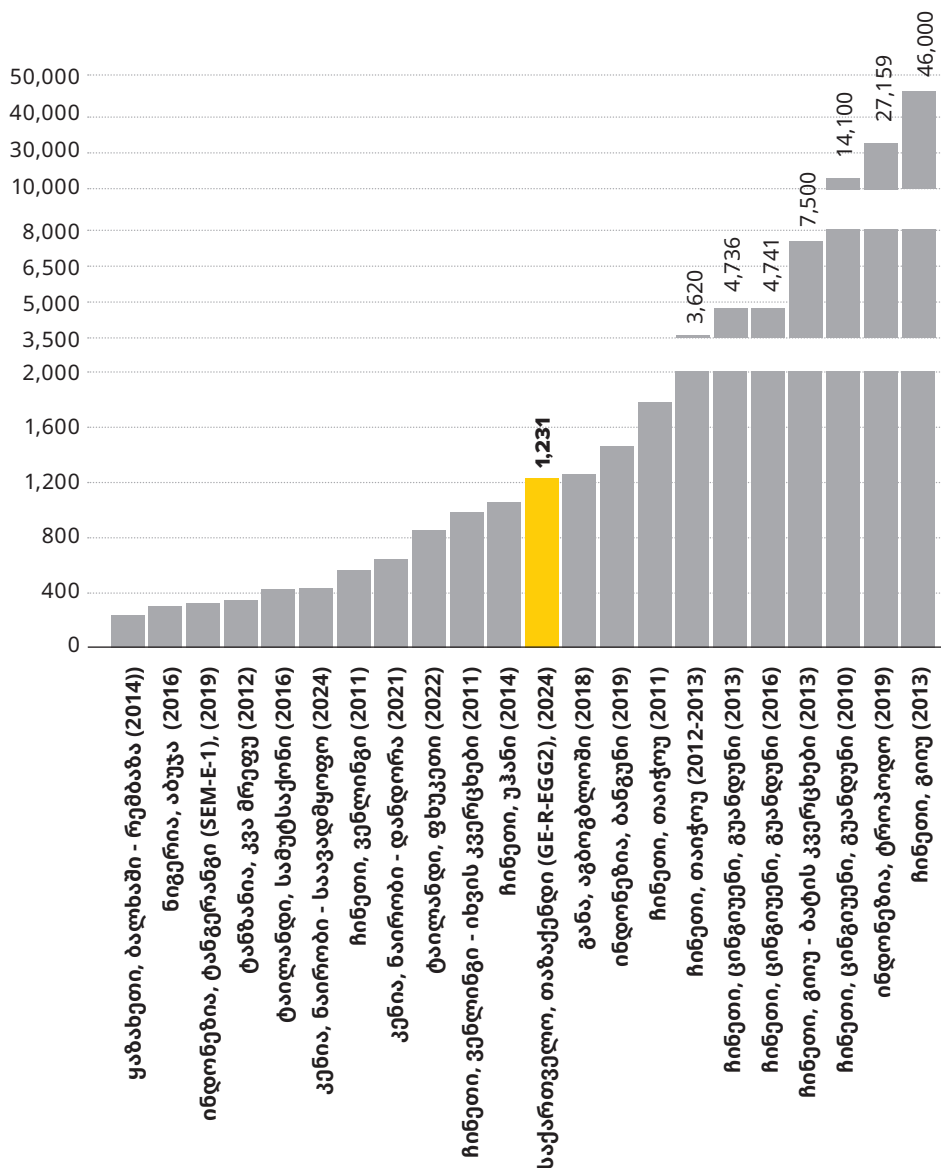
4.3.4. კვერცხში აღმოჩენილი სხვა POPs-ები

წარსული მემკვიდრეობიდან ნარჩენი POPs-ების, მაგალითად, PCB-ებისა და DDT-ის გარდა, საკვები პროდუქტების დაბინძურება შესაძლებელია მდგრადი ორგანული დამაბინძურებლების სხვა კლასებითაც. თუმცა,

ცხრილი 4.3: მსოფლიოში ბუნებრივ გარემოში მოშენებული/გამოზრდილი ქათმების კვერცხებში დაფიქსირებული PBDE-ის ყველაზე მაღალი მაჩვენებლები.		
ქვეყანა, ადგილმდებარეობა (წელი)	ქვეყანა, ადგილმდებარეობა (წელი)	ქვეყანა, ადგილმდებარეობა (წელი)
ყაზახეთი, ბალხაში - რემაზა (2014)	235	(Petrlik et al. 2017)
ნიგერია, აბუჯა (2016)	303	(Oloruntoba et al. 2019)
ინდონეზია, ტანგერანგი (SEM-E-1), (2019)	321	(Petrlik et al. 2020)
ტანზანია, კვა მრეფუ (2012)	347	(Polder et al. 2016)
ტაილანდი, სამუტსაქონი (2016)	427	(Petrlik et al. 2017)
კენია, ნაირობი - საავადმყოფო (2024)	431	(Petrlik et al. 2025a)
ჩინეთი, ვენლინგი (2011)	564	(Qin et al. 2011)
კენია, ნაირობი - დანდორა (2021)	639	(Ochieng Ochola et al. 2023)
ტაილანდი, ფხუკეთი (2022)	850	(Saetang et al. 2024)
ჩინეთი, ვენლინგი - იხვის კვერცხები (2011)	982	(Labunska et al. 2013)
ჩინეთი, უჰანი (2014)	1,054	(Petrlik 2016)
საქართველო, თაბაქენდი (GE-R-EGG2), (2024)	1,231	This report

ცხრილი 4.3-ის გაგრძელება		
ქვეყანა, ადგილმდებარეობა (წელი)	ქვეყანა, ადგილმდებარეობა (წელი)	ქვეყანა, ადგილმდებარეობა (წელი)
განა, აგობოგლოში (2018)	1,258	(Petrlik et al. 2019a)
ინდონეზია, ბანგუნი (2019)	1,457	(Petrlik et al. 2020)
ჩინეთი, თაიჭოუ (2011)	1,778	(Labunska et al. 2013)
ჩინეთი, თაიჭოუ (2012-2013)	3,620	(Labunska et al. 2014)
ჩინეთი, ცინგიუენი, გუანდუნი (2013)	4,736	(Huang et al. 2018)
ჩინეთი, ცინგიუენი, გუანდუნი (2016)	4,741	(Huang et al. 2018)
ჩინეთი, გიიუ - ბატის კვერცხები (2013)	7,500	(Zeng et al. 2016)
ჩინეთი, ცინგიუენი, გუანდუნი (2010)	14,100	(Zheng et al. 2012)
ინდონეზია, ტროპოდო (2019)	27,159	(Petrlik et al. 2021a)
ჩინეთი, გიიუ (2013)	46,000	(Zeng et al. 2016)

ბუნებრივ გარემოში მოშენებული/გამოზრდილი ქათმების კვერცხებში მათი არსებობა იშვიათადაა დოკუმენტირებული. განსაკუთრებით მწირია ინფორმაცია კვერცხებში UV სტაბილიზატორებისა და სხვა ახალი, POPs-ის მსგავსი ნაერთების შესახებ. ჩვენ ხელთ არსებული ინფორმაციით, წინამდებარე მონაცემთა ერთობლიობა პირველად ასახავს ინფორმაციას ბუნებრივ გარემოში მოშენებული/გამოზრდილი ქათმების კვერცხებში UV სტაბილიზატორების არსებობის შესახებ.



დიაგრამა 4.4: მსოფლიოში ბუნებრივ გარემოში მოშენებული/გამოზრდილი ქათმების კვერცხებში დაფიქსირებული PBDE-ის ყველაზე მაღალი მაჩვენებლები (ნგ/გ ცხიმში). ინფორმაციის წყაროები იხილეთ ცხრილში 4.3.

რუსთავისა და თაბაქენდის რვა გამოკვლეული ნიმუშიდან ექვსში აღმოჩნდა UV სტაბილიზატორები, რომელთა კონცენტრაციაც მერყეობდა 0.32-დან 5.67 ნგ/გ-მდე ნედლ წონაში. ყველაზე მაღალი მაჩვენებელი დაფიქსირდა რუსთავის GE-R-EGG-5 ნიმუშში (5.67 ნგ/გ ნედლ წონაში), შემდეგ - GE-R-EGG-7-ში (1.04 ნგ/გ ნედლ წონაში) და GE-R-EGG-2-ში (0.71 ნგ/გ ნედლ წონაში). ორ ნიმუშში კი, GE-R-EGG-4-ში და სუპერმარკეტის კვერცხში (GE-R-EGG-SUP), მაჩვენებელი რაოდენობრივი ლიმიტის ზღვარზე (<0.01 ნგ/გ ნედლ წონაში) დაბალი იყო.

დადებით ნიმუშთაგან ხუთში დაფიქსირდა UV 327, რომლის კონცენტრაციაც მერყეობდა 0.321-დან 5.67 ნგ/გ-მდე ნედლ წონაში. ერთ ნიმუშში (GE-R-EGG-1) დაფიქსირებული UV 234 იყო LOQ-ზე (0.01 ნგ/გ ნედლ წონაში) მაღალი, კონცენტრაციით 0.49 ნგ/გ ნედლ წონაში.

დნიპროდან (უკრაინა) და ჰატავადან (ბელარუსი) აღებული კვერცხის ნიმუშები UV სტაბილიზატორების არსებობაზე არ შემოწმებულა და შესაბამისად, ამ შედარებაში გათვალისწინებული არ არის.

ბუნებრივ გარემოში მოშენებული/გამოზრდილი ქათმების კვერცხებში ამ ნივთიერებების გამოვლენა მიუთითებს გარემოს შესაძლო დაბინძურებაზე, რაც სავარაუდოდ პლასტმასის ნარჩენებს, დამუშავებულ მასალებს ან ატმოსფერულ ნალექებს უკავშირდება. GE-R-EGG-5 ნიმუშში დაფიქსირებული ყველაზე მაღალი კონცენტრაცია კი შესაძლებელია ლოკალური დაბინძურების წყაროზე მიანიშნებდეს და იგი აუცილებლად უნდა იყოს გათვალისწინებული შემდგომ შეფასებებში. ქათმების სადგომის ფოტოების გათვალისწინებით, დაბინძურების წყაროდ შეიძლება ჩაითვალოს პლასტმასის მაგიდის გადასაფარებელი, რომელიც, სავარაუდოდ, დარბილებული PVC-ისგან იყო დამზადებული (Causin 2016; Ngoc Do et al. 2022; POP RC 2021c) და რომელიც ქათმებისთვის განკუთვნილი სივრცის ნაწილს ფარავდა.

დასკვნის სახით უნდა აღინიშნოს, რომ წინამდებარე კვლევაში წარმოდგენილი კვერცხის ყველა ნიმუშში DP-ისა და HCBP-ის დონეები LOQ-ზე დაბალი იყო. თუმცა, პრიდნიპროვსკიდან და ჰატავადან აღებულ ნიმუშებში ამ ნაერთებზე კვლევა არ ჩატარებულა.

4.4. დასკვნა

წინამდებარე კვლევის შედეგები რუსთაში აღებულ კვერცხის ნიმუშებში POPs-ებით მნიშვნელოვან დაბინძურებაზე მეტყველებს, რაც შესაძლოა საფრთხეს უქმნიდეს მომხმარებელთა ჯანმრთელობას, განსაკუთრებით კი იმის გათვალისწინებით, რომ კვერცხი ბავშვებთან კვებაში ფართოდ გამოყენებული პროდუქტია. აღმოჩენილი დაბინძურების ხასიათი რამდენიმე წყაროს არსებობაზე მიანიშნებს/მიუთითებს, მათ შორის პესტიციდების ისტორიულ გამოყენებასა და სამრეწველო საქმიანობის გავლენაზე. რუსთავიდან აღებულ ერთ-ერთ ნიმუშში (GE-R-EGG-4) Σ DDT-ის უკიდურესად მაღალი კონცენტრაცია მიუთითებს აკრძალული პესტიციდების ან ბოლოდროინდელ ან მიმდინარე გამოყენებაზე. dl-PCB-ის მომატებული მაჩვენებელი და ევროკავშირის მიერ დადგენილ ზღვართან შედარებით PCDD/Fs + dl-PCBs-ის მნიშვნელოვნად გადაჭარბებული დონე, მიანიშნებს მიმდინარე ან/და წარსულ ნარჩენ სამრეწველო დაბინძურებაზე, რომელიც, სავარაუდოდ, ახლომდებარე მეტალურგიულ კომპლექსთან არის დაკავშირებული.

რაც შეეხება სხვა POPs-ებს, წინამდებარე კვლევა წარმოადგენს ახალ მტკიცებულებებს ბუნებრივ გარემოში მოშენებული/გამოზრდილი ქათმების კვერცხებში UV სტაბილიზატორების არსებობის შესახებ, რომელიც დამაბინძურებლების ახალი კლასია და საკვებ პროდუქტებში იშვიათად ფიქსირდება. მათი აღმოჩენა, PBDE-სა და HBCD-ის მაღალი შემცველობისცალკეულ შემთხვევებთან ერთად, მიანიშნებს იმ გარემოებაზე, რომ პლასტმასის ნარჩენები და დამუშავებული სამომხმარებლო პროდუქტები შესაძლოა ხელს უწყობდეს ადგილობრივ დაბინძურებას.

თაბაქენდიდან აღებული კვერცხების ანალიზის შედეგებში დაბინძურების დონე, ძირითადად, შედარებით დაბალია, თუმცა ერთ ნიმუშში β -HCH-ის მომატებული რაოდენობა დაფიქსირდა, ხოლო რამდენიმე ნიმუშში კი გარკვეული POPs-ების მაჩვენებელმა ევროპის მიერ დადგენილ ზღვარს გადააჭარბა. აღნიშნული ხაზს უსვამს შემდგომი კვლევების აუცილებლობას, მათ შორის დაბინძურების წყაროს იდენტიფიცირებას, რისკების შეფასებას მოწყვლადი ჯგუფებისთვის, მაგალითად, ბავშვებისთვის და პრევენციული ზომების გატარებას შემდგომი დაბინძურების თავიდან აცილების მიზნით.

5. POPs-ები და მძიმე ლითონები მდინარე მტკვრისა და რუსთავის პარკის ტბის თევზებში



ამ თავში განხილულია შერჩეული POPs-ებისა და მძიმე ლითონების შემცველობა თევზის გაერთიანებულ ნიმუშებში, რომლებიც თევზის სხვადასხვა სახეობიდან (იხ. დანართი 2) და რუსთავის შემოგარენის რამდენიმე ადგილიდანაა აღებული. ჯამში სულ შვიდი სახეობის თევზი იქნა შესწავლილი, კერძოდ: ფსევდოორასბორა, მურწა, ჭანარი, კაკკასიური ქაშაპი, თეთრულა, ჩვეულებრივი კარჩხანა და ლოქო. მათი ასაკი 1 წელზე ნაკლებიდან 5+ წლამდე მერყეობდა (იხ. ცხრილი 5.1).

5.1. ნიმუშების აღება და ანალიზი

წინამდებარე კვლევისთვის, რუსთავში, კერძოდ, მდინარე მტკვრიდან და ცენტრალური პარკის ტბიდან, ჯამში თევზის 12 ნიმუში შეგროვდა.

თევზჭერის ადგილებიდან ასევე შეგროვდა ნალექების ნიმუშებიც (იხ. თავი 3.2.4). შვიდ შემთხვევაში, თევზის ნიმუშები მომზადდა გაერთიანებული ნიმუშების სახით - ერთი და იმავე ადგილას, ერთი და იმავე სახეობისა და დაახლოებით ერთი და იმავე ზომის (ასაკის) თევზებისგან. თევზი ადგილობრივმა, რუსთაველმა მეთევზეებმა 2024 წლის 14-17 სექტემბრის პერიოდში დაიჭირეს.

ნიმუშების შესახებ დეტალური ინფორმაცია მოცემულია ცხრილში 5.1. თევზჭერის ადგილები დაინომრა 1-დან 7-მდე, თუმცა ნიმუშების აღების პერიოდში მე-2 და მე-5 ადგილებიდან თევზის მოპოვება ვერ მოხერხდა.

თევზები დაჭერისთანავე გაიზომა, ხოლო ასაკის დასადგენად, შეძლებისდაგვარად, შეგროვდა ქერცლები. ასაკის შეფასებისა და ზომების შედარების გასამარტივებლად, დაფიქსირდა როგორც სრული (თავიდან კუდის ფარფლის ბოლომდე), ისე ჩანგლისებრი სიგრძე (თავიდან კუდის ფარფლის ძირამდე). თევზების სახეობების დასადგენად და მათი ასაკის განსაზღვრის მიზნით, კონსულტაცია გაიმართა ადგილობრივ

მეთევზეებთანაც, ხოლო მიღებული ინფორმაცია შემდგომ გადამოწმდა შეგროვილი ქერცლების ნიმუშებისა და თევზის ფოტომასალის მეშვეობით. ქერცლის დარჩენილი და ხელმისაწვდომი ნიმუშები ხელმეორედ შემოწმდა, ზოგიერთი თევზის ასაკის შედარებითი შეფასების დასადგენად. აღნიშნული განხორციელდა 2025 წლის 18 ივლისს, პრაღაში, კარლის უნივერსიტეტის საბუნებისმეტყველო ფაკულტეტის ლაბორატორიაში, მაღალი სიმძლავრის მიკროსკოპის გამოყენებით (იხ. ცხრილი 5.1).

ლაბორატორიაში გადაგზავნამდე, თევზები რუსთაველივ გასუფთავდა. შემდეგ კი თითოეული მათგანიდან, კანის მოცილების გარეშე, ფილეს ორი

ცხრილი 5.1: რუსთავის ტერიტორიიდან აღებული თევზის ნიმუშების ძირითადი მახასიათებლები.

ნიმუშის ID	თევზის სიგრძე (სმ)	სავარაუდო ასაკი (წლები)		სახეობა		ადგილმდებარეობა	
	სრული/ჩანგლისებრი	- რუსთავის მეთევზეების მიერ	- ლაბორატორია. პრაღა	გავრცელებული სახელწოდება	ლათინური დასახელება	No.	დამატებითი ინფორმაცია
GE-RF-1	11.5/9.5	4-5	4	ფსევდორასბორა	<i>Pseudorasbora parva</i>	Loc 1	გარდაბანი - ზემო
GE-RF-2/1-2	12.3/10.2; 16.2/13.2	8 თვე. 1+	N/A	მურწა	<i>Luciobarbus mursa</i>	Loc 1	გარდაბანი - ზემო
GE-RF-3/1-3	16.2/13.5; 17.1/14.3; 15.6/13.1	1	N/A	მურწა	<i>Luciobarbus mursa</i>	Loc 3	WWTP-ზემო
GE-RF-4/1-2	18/14.7; 22.8/19.3	1+	1.5-2	ჭანარი	<i>Luciobarbus capito</i>	Loc 3	WWTP-ზემო
GE-RF-5	13.5/11.2	N/A	2	კავკასიური ქაშაპი	<i>Squalius cephalus</i>	Loc 4	WWTP-ქვემო
GE-RF-6	14.1/11.5	N/A	1.5-2	თეთრულა	<i>Alburnus alburnus</i>	Loc 4	WWTP-ქვემო
GE-RF-7/1-2	14.7/12.1; 20.2/16.4	N/A	N/A	მურწა	<i>Luciobarbus mursa</i>	Loc 4	WWTP-ქვემო
GE-RF-8	35/28.5	3	3-4	ჭანარი	<i>Luciobarbus capito</i>	Loc 4	WWTP-ქვემო
GE-RF-9/1	67/62.5	2.5	N/A	ლოქო	<i>Silurus glanis</i>	Loc 6	ყარაჯალარი - ქვემო
GE-RF-9/2-3	49.2/45.5; 44.8/41.5	1-1.5	N/A	ლოქო	<i>Silurus glanis</i>	Loc 6	ყარაჯალარი - ქვემო
GE-RF-10/1-2	50/46.2; 41/38	1-1.5	N/A	ლოქო	<i>Silurus glanis</i>	Loc 7	პარკთან - მდინარე
GE-RF-11/1-4	27.2/22; 29.2/24; 26.8/22.1; 29.8/22.3	3+	4+; 5+; 5; 4+	ჩვეულებრივი კარჩხანა	<i>Carassius carassius</i>	Loc 8	ცენტრალური პარკის ტბა

ცხრილი 5.2: POPS-ებისა და მძიმე ლითონების ანალიზის შედეგები რუსთავის მიმდებარე ტერიტორიაზე დაჭერილ თევზებში

ადგილმდებარეობა		L1	L1	L3	L3	L4	L4	L4	L4
ნიმუშის ID		GE-RF-1	GE-RF-2/1-2	GE-RF-3/1-3	GE-RF-4/1-2	GE-RF-5	GE-RF-6	GE-RF-7/1-2	GE-RF-8
სახეობა		ფსევდორასბორა	მურწა	მურწა	ჭანარი	კავკასიური ქაშაპი	თეთრულა	მურწა	ჭანარი
	ერთეული								
ასაკი	წლები	4	0.8–1+	1	1.5–2	2	1.5–2	N/A	3–4
თევზის რაოდენობა ნიმუშში	N	1	2	3	2	1	1	2	1
ლიპიდები	%	1.5%	5.6%	4.6%	3.3%	0.6%	3.3%	6.1%	3.0%
PeCB	ნგ/გ ნედლე ნონაში	<0.005	0.10	0.09	0.05	<0.005	0.08	0.09	0.04
HCB		0.33	0.61	0.51	0.24	0.12	0.30	0.57	0.28
HCBD		<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	<0.005
7 PCB		15.7	21	13.6	4.5	3.8	6.8	18	v 6.4
6 PCB		13.0	18	11.6	3.9	3.2	5.9	15.4	5.5
Σ HCH		0.63	0.90	0.78	0.52	0.14	0.53	0.90	0.43
Σ DDT		47	86	42	12.8	13.9	26	48	19
4 DDT		45	82	39	12.1	13.7	25	44	18
ვერცხლისწყალი	მგ/კგ ნედლე ნონაში	0.187	0.141	0.156	0.086	0.057	0.043	0.159	0.051
ტყვია		<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.02
კადმიუმი		0.006	0.011	0.009	<0.005	0.005	<0.005	0.007	<0.002
სპილენძი		0.59	1.82	1.39	0.30	0.53	0.93	1.24	0.41
თუთია		35	28	15	8.4	22	16	23	9.3
დარიშხანი		0.040	0.070	0.070	0.030	0.020	0.060	0.080	0.040

ცხრილი 5.2-ის გაგრძელება						
ადგილმდებარეობა		L6	L6	L7	L8	ევროკავშირის ზღვარი
ნიმუშის ID		GE-RF-9/1	GE-RF-9/2-3	GE-RF-10/1-2	GE-RF-11/1-4	
სახეობა		ლოქო	ლოქო	ლოქო	ჩვეულებრივი კარჩხანა	
	ერთეული					
ასაკი	წლები	2.5	1–1.5	1–1.5	4–5+	NA
თევზის რაოდენობა ნიმუშში	N	1	2	2	4	NA
ლიპიდები	%	1.7%	2.5%	4.0%	2.6%	NA
PeCB	ნგ/გ ნედლ წონაში	0.02	0.02	0.03	0.03	NA
HCB		0.21	0.08	0.33	0.33	NA
HCBD		<0.005	<0.005	<0.005	<0.005	NA
7 PCB		5.7	3.2	8.7	8.8	NA
6 PCB		4.9	2.7	7.7	7.7	125
Σ HCH		0.34	0.31	0.39	0.50	10
Σ DDT		17	30	22	28	50
4 DDT		15.7	29	20	26	NA
ვერცხლისწყალი	მგ/კგ ნედლ წონაში	0.115	0.067	0.013	0.087	0.5
ტყვია		<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	0.3
კადმიუმი		<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	0.05
სპილენძი		0.11	0.14	0.50	0.11	NA
თუთია		5.3	6.6	19	7.2	NA
დარიშხანი		<0.01	<0.01	0.020	<0.01	NA

ნიმუში იქნა აღებული, ბიომრავალფეროვნების კვლევითი ინსტიტუტის მიერ 2011 წელს თევზებისა და საზოგადოების ვერცხლისწყლის მონიტორინგის გლობალური პროექტისთვის (Global Fish & Community Mercury Monitoring Project, BRI 2011) გამოყენებული ნიმუშების აღების პროტოკოლის მიხედვით. ნიმუშები მოთავსდა ჰერმეტიკულ პაკეტებში, გაიყინა და POPs-ებისა და მძიმე ლითონების შესასწავლად ჩეხეთის რესპუბლიკის ლაბორატორიებში გადაიგზავნა.

თევზების ნიმუშები გაანალიზდა ექვსი POPs-ისა და მათი ჯგუფების (PeCB, HCB, HCBd, ndl-PCBs, სამი HCH იზომერი და DDT მეტაბოლიტებით), ასევე ექვსი მძიმე ლითონის შემცველობაზე (ვერცხლისწყალი, ტყვია, კადმიუმი, სპილენძი, თუთია და დარიშხანი). POP-ის ანალიზი ჩატარდა პრაღის ქიმიისა და ტექნოლოგიის უნივერსიტეტის საკვები პროდუქტებისა და ბიოქიმიის ფაკულტეტის საკვების ანალიზისა და კვების დეპარტამენტში. ნაერთების გამოყოფის პროცედურები და ანალიზის მეთოდები აღწერილია სხვა წყაროებში. (Hloušková et al. 2014; Pulkrabova J et al. 2011). მძიმე ლითონების ანალიზი ჩატარდა პრაღის სახელმწიფო ვეტერინარულ ინსტიტუტში, სტანდარტიზებული პროცედურების გამოყენებით. ანალიზის მეთოდები, უფრო დეტალურად, წინამდებარე პუბლიკაციის მე-2 თავშია აღწერილი.

5.2. შედეგები და განხილვა

რუსთავის მიმდებარე ტერიტორიიდან აღებული თევზის 12 ნიმუშის ანალიზის შედეგები მიუთითებს წარსული მემკვიდრეობიდან ნარჩენი POPs-ებისა და მძიმე ლითონების საგანგაშოდ მაღალ დონეზე (იხ. ცხრილი 5.2). რიგ შემთხვევებში, ზოგიერთი ნივთიერების შემცველობამ მიაღწია ან გადააჭარბა ჯანმრთელობისა ან გარემოს უსაფრთხოების ნორმებს. მიუხედავად იმისა, რომ ადგილობრივი მდინარის თევზი მოსახლეობის უმეტესობისთვის ცილის ძირითად წყაროს არ წარმოადგენს, გარკვეული ჯგუფები, მათ შორის მეთევზეთა ოჯახები და ადგილობრივად დაჭერილი თევზის მომხმარებლები, შესაძლოა მომატებული რისკის ქვეშ იმყოფებოდნენ. აღნიშნული მიგნებები შეშფოთებას იწვევს შესაძლო გრძელვადიანი ეკოლოგიური ზემოქმედებისა და იმ ქვეჯგუფების

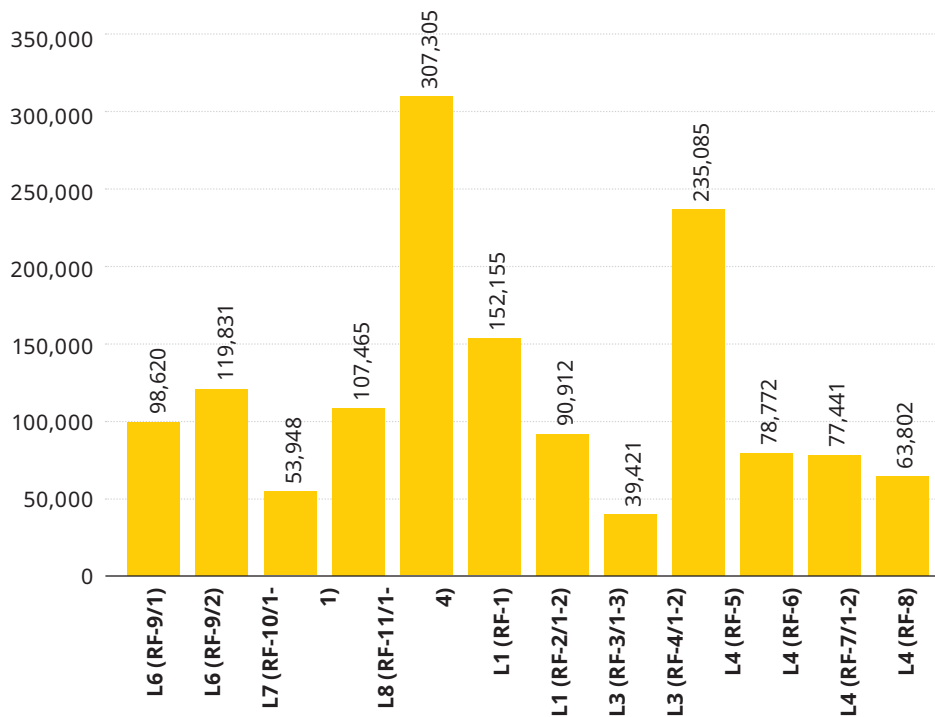
ჯანმრთელობის რისკების გამო, რომლებიც ადგილობრივ თევზზე არიან დამოკიდებულნი.

5.2.1. POPs-ები: DDTs-ები, PCBs-ები და ქლორირებული სამრეწველო ქიმიკატები

განსაკუთრებით საგანგაშო აღმოჩნდა GE-RF-2 თევზის ნიმუშში დაფიქსირებული ΣDDT-ის მომატებული კონცენტრაცია (85.6 ნგ/გ ნედლ წონაში), რომელიც აღემატება ევროკავშირის მიერ თევზში DDT-ისთვის დადგენილ მაქსიმალურ დასაშვებ ზღვარს - 50 ნგ/გ ნედლ წონაში (ევროპარლამენტი და საბჭო 2025). სხვა ნიმუშები, მაგალითად GE-RF-3 (41.5 ნგ/გ ნედლ წონაში) და GE-RF-7 (47.6 ნგ/გ ნედლ წონაში), ასევე მიუახლოვდა ამ ზღვრულ მაჩვენებელს, რაც ფართოდ გავრცელებულ, თუმცა შედარებით დაბალ დაბინძურებაზე მიუთითებს. მსგავსი მაღალი მაჩვენებლები შესაძლოა განპირობებული იყოს როგორც დაბინძურებული ნალექებიდან ან მოძველებული პესტიციდების მარაგებიდან ნარჩენების ხელახალი მობილიზებით, ასევე დაბინძურების ახალი წყაროებით, რაზეც ამავე რეგიონში ნიადაგის ნიმუშებში დაფიქსირებული p,p'-DDT/p,p'-DDE-ის მაღალი თანაფარდობებიც მიანიშნებს (იხ. თავი 3.2.2). UNDP-ის 2004 წლის პროექტის დოკუმენტის მიხედვით, „ბოლოდროინდელი კვლევების თანახმად, არსებობს მყარი მტკიცებულება რეგიონში აკრძალული ქლორირებული პესტიციდები უკანონოდ გამოყენების შესახებ“ (UNDP/GEF 2004).

დიაგრამა 5.1-ზე წარმოდგენილი სვეტოვანი დიაგრამა ასახავს ΣDDT-ის (ნგ/გ ცხიმში) კონცენტრაციებს თევზის ინდივიდუალურ ნიმუშებში, რომლებიც აღებულია მდინარე მტკვრის სანაპირო ზოლის რამდენიმე ადგილიდან და ქალაქის ერთი ტბიდან (L8). ცხიმში დაგროვილი POP-ის დონის შესადარებლად, მონაცემები ნედლი წონის ნაცვლად გამოთვლილია თითო გრამ ცხიმზე, რადგან ეს უფრო ზუსტად ასახავს ნიმუშებს შორის დაბინძურების მასშტაბს, რომელიც, სხვა შემთხვევაში, დამახინჯდებოდა თევზის სხვადასხვა სახეობისთვის დამახასიათებელი ცხიმოვანობის განსხვავების გამო.

ყველაზე მაღალი კონცენტრაციები დაფიქსირდა L1-სა და L4-ადგილებში, სადაც მაჩვენებელმა გადააჭარბა 300,000 ნგ/გ ცხიმში,



დიაგრამა 5.1: ΣDDT-ის კონცენტრაცია (ნგ/გ ცხიმში) თევზის ცალკეულ ნიმუშებში ადგილმდებარეობის მიხედვით.

რამდენიმე ნიმუშში კი იგი უფრო მეტი იყო ვიდრე 100,000 ნგ/გ ცხიმში. L1 ადგილას, ფსევდორასბორას (*Pseudorasbora parva*) ნიმუშში დაფიქსირებული შედეგი შეადგენდა 307,305 ნგ/გ-ს ცხიმში, მაშინ როდესაც, იმავე ადგილას დაჭერილ მურწაში (*Luciobarbus mursa*) ეს მაჩვენებელი შედარებით ნაკლები, თუმცა მაინც უკიდურესად მაღალი იყო (152,155 ნგ/გ ცხიმში). მიუხედავად იმისა, რომ სახეობათა შორის განსხვავებამ შესაძლოა ნაწილობრივ ახსნას ამგვარი ვარიაცია, მიღებული შედეგები აშკარად მიუთითებს ამ ადგილის ძლიერ დაბინძურებაზე.

აღნიშნულის მსგავსად, L4 ადგილას ΣDDT-ის ყველაზე მაღალი კონცენტრაცია (235,085 ნგ/გ ცხიმში) კავკასიურ ქაშაპში (*Squalius cephalus*) დაფიქსირდა, ხოლო სამ სხვა სახეობაში, თეთრულაში (*Alburnus alburnus*), მურწასა და ჭანარში (*Luciobarbus capito*), კი მაჩვენებლები შედარებით დაბალი, თუმცა მაინც მომატებული იყო და მერყეობდა 63,802-დან 78,727-მდე ნგ/გ ცხიმში. სახეობათა შორის არსებული ეს განსხვავებები, სავარაუდოდ, კვებითი ეკოლოგიისა და ცხიმის შემცველობის განსხვავებული მახასიათებლებით არის განპირობებული; მიუხედავად ამისა, ყველა სახეობაში დაფიქსირებული სტაბილურად მაღალი მაჩვენებლები ძირითად მიზეზად ადგილობრივ დაბინძურებაზე მიუთითებს.

L3 ადგილას ΣDDT-ის კონცენტრაცია მერყეობდა 90,912-დან 39,421-მდე ნგ/გ ცხიმში, რაც მნიშვნელოვანი დაბინძურების მაჩვენებელია, თუმცა მაინც დაბალია L1-სა და L4-თან შედარებით. ზომიერად მაღალი დონეები დაფიქსირდა L6-ისა (98,620 ნგ/გ ცხიმში) და L8-ის (107,465 ნგ/გ ცხიმში) თევზებში, ხოლო ყველაზე დაბალი კი - L7-ში (53,948 ნგ/გ ცხიმში). მიუხედავად ამისა, ყველა ეს მონაცემი ცხადყოფს, რომ მნიშვნელოვან დაბინძურებას განაპირობებს მდინარის გასწვრივ DDT-ის წარსული ან ბოლოდროინდელი გამოყენება.

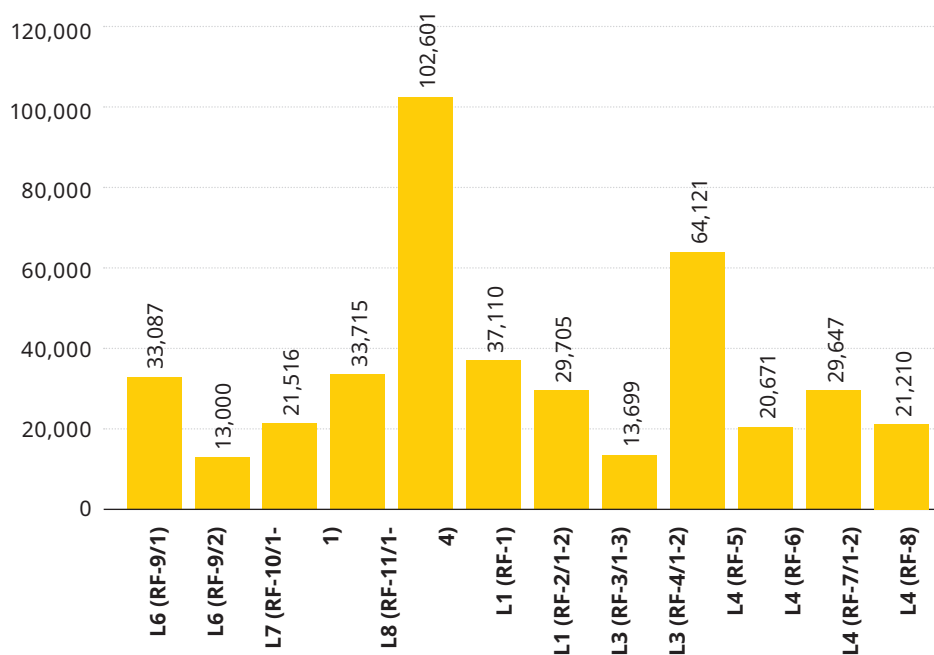
Σ7PCBs-ები თევზის ყველა ნიმუშში გამოვლინდა, კონცენტრაციამ კი მიაღწია 20.9 ნგ/გ-ს ნედლ წონაში (GE-RF-2). ექვს მათგანში Σ6 PCBs-ების დონემ გადააჭარბა 10 ნგ/გ-ს ნედლ წონაში, რომელთაგანაც ყველაზე მაღალი შედეგები დაფიქსირდა GE-RF-2-სა და GE-RF-1-ში (შესაბამისად, 17.96 ნგ/გ და 13.00 ნგ/გ ნედლ წონაში). მიუხედავად იმისა, რომ ეს მაჩვენებლები ევროკავშირის მიერ ნარჩენებზე დადგენილ მაქსიმალურ დასაშვებ ზღვარზე (125 ნგ/გ ნედლ წონაში) დაბალია (ევროკომისია 2023), სხვა POPs-ებთან ერთად მათი აღმოჩენა ტოქსიკური დატვირთვის მაღალ დონეზე მიუთითებს, რაც, სავარაუდოდ, სამრეწველო წყაროებთან უნდა იყოს კავშირში.

ოსტრავას რეგიონში (ჩეხეთის რესპუბლიკა), მეტალურგიული საქმიანობით ძლიერ დაბინძურებული ტერიტორიიდან აღებულ მტკნარი წყლის თევზებში Σ7PCB-ის კონცენტრაცია მერყეობდა 27-დან 70-მდე ნგ/გ ნედლ წონაში (Mach and Petrlik, 2016), რაც აღემატება

ოსტრავას რეგიონში (ჩეხეთის რესპუბლიკა), მეტალურგიული საქმიანობით ძლიერ დაბინძურებული ტერიტორიიდან აღებულ მტკნარი წყლის თევზებში Σ7PCB-ის კონცენტრაცია მერყეობდა 27-დან 70-მდე ნგ/გ ნედლ წონაში (Mach and Petrlik, 2016), რაც აღემატება

რუსთავის ნიმუშებში გამოვლენილ დონეს. თუმცა, მდინარე ელბას აუზის შედარებით ნაკლებად დაბინძურებული ადგილებიდან აღებულ თევზების ნიმუშებში Σ7PCB-ის კონცენტრაციები რუსთავის ნიმუშებთან შედარებით უფრო დაბალი ან მსგავსი იყო. ასევე, პოლონეთის ოთხი ტბიდან შეგროვებული თევზების ნიმუშებში ndl-PCBs-ის კონცენტრაცია მერყეობდა 0.08-დან 27.30-მდე ნგ/გ ნედლ წონაში (Mikolajczyk et al. 2022), რაც რუსთავის თევზებში დაფიქსირებული მონაცემების მსგავსია (3.21-დან 21-მდე ნგ/გ ნედლ წონაში).

ისევე, როგორც ΣDDT-ის შემთხვევაში, კონცენტრაციები გამოსახულია ცხიმის თითო გრამზე, რათა გათვალისწინებული იყოს PCBs-ების ლიპოფილური ბუნება და უფრო ცხადად წარმოჩინდეს ნიმუშებს შორის დაბინძურების ფარდობითი დონეები.



დიაგრამა 5.2: თევზის ცალკეულ ნიმუშებში 7 ინდიკატორული PCBs-ის კონცენტრაცია ადგილმდებარეობის მიხედვით (ნგ/გ ცხიმში).

PCB-ის ყველაზე მაღალი კონცენტრაცია დაფიქსირდა L1 ადგილიდან აღებულ ნიმუშში (102,601 ნგ/გ ცხიმში), რაც ძლიერი დაბინძურების ადგილობრივ წყაროზე მიუთითებს. მეორე ყველაზე მაღალი მაჩვენებელი გამოვლინდა L4-ში (64,121 ნგ/გ ცხიმში), L1 და L4-დან აღებულ სხვა ნიმუშებში კი ეს შედეგი მერყეობდა 20,000-დან 37,000 ნგ/გ-მდე ცხიმში. ზომიერად მომატებული დონეები აღინიშნებოდა ასევე L6-ის (30,087 და 13,000 ნგ/გ ცხიმში), L3-ისა (29,705 და 13,699 ნგ/გ ცხიმში) და L8-ის (33,715 ნგ/გ ცხიმში) თევზებში. ყველაზე დაბალი კონცენტრაცია კი, რომელიც L3 ადგილიდან აღებულ ნიმუშში გამოვლინდა (13,699 ნგ/გ ცხიმში), მნიშვნელოვნად აღემატება დაუბინძურებელი სისტემებისთვის დამახასიათებელ საბაზისო დონეებს. PCBs-ების სივრცითი განაწილება თითქმის ზუსტად იმეორებს DDTs-ებზე დაფიქსირებულ სურათს, რაც კიდევ ერთხელ ამყარებს დასკვნას, რომ L1 და L4 ყველაზე დაბინძურებული ადგილებია და სავარაუდო დაბინძურების წყაროს მტკვრის გასწვრივ არსებული სამრეწველო საქმიანობა წარმოადგენს.

ნიმუშების უმეტესობაში ასევე გამოვლინდა ჰექსაქლორობენზოლისა (HCB) და ჰექსაქლოროციკლოჰექსანის (HCH) იზომერები, HCB-ის კონცენტრაციებთან ერთად, რომელიც მერყეობდა 0.08-დან 0.61-მდე ნგ/გ ნედლ წონაში. მიუხედავად იმისა, რომ ეს მაჩვენებლები დადგენილ ზღვრებს ქვემოთაა, მათი არსებობა ამ ნაერთების გარემოში მდგრადობას ადასტურებს. სტოკჰოლმის კონვენციაში ჩამოთვლილი სხვა POPs-ები, როგორიცაა პენტაქლორობენზოლი (PeCB) და ჰექსაქლორბუტადიენი (HCBd), ნიმუშებში მხოლოდ კვალის სახით ან რაოდენობრივი განსაზღვრის ზღვარს ქვემოთ აღმოჩნდა, რაც ნაკლებად ინდუსტრიალიზებულ წყლის გარემოში დაფიქსირებულ შემთხვევებს შეესაბამება. აღნიშნულის მიუხედავად, მათი გამოვლენა ადასტურებს ისტორიული სამრეწველო საქმიანობიდან გამომდინარე გაფანტული / ფართოდ გავრცელებული და გრძელვადიანი დაბინძურების ჰიპოთეზას.

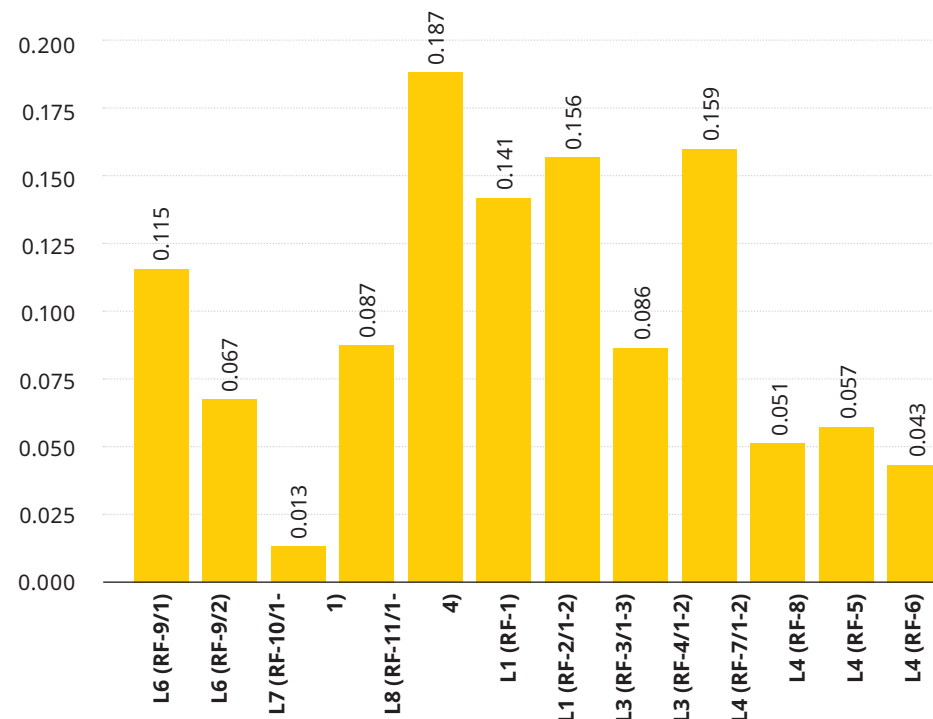
DDT, HCB და სხვა POPs-ები ასევე შეისწავლეს იაპონიისა და კორეის მტკნარ წყლებში ბინადარ ჩვეულებრივ კარჩხანებში (crucian carp). იაპონიაში DDT-ის კონცენტრაცია მერყეობდა 0.073-დან 8.9-მდე ნგ/გ ნედლ წონაში, კორეაში კი - 0.23-დან 3.2-მდე ნგ/გ ნედლ წონაში (Jeong et al. 2010).

ორივე მაჩვენებელი უფრო დაბალია, ვიდრე რუსთავის ჩვეულებრივი კარჩხანის კომბინირებულ / შერეულ ნიმუშში დაფიქსირებული შედეგი, 28 ნგ/გ ნედლ წონაში. იაპონიაში HCB-ის შემცველობამ მიაღწია 5.5 ნგ/გ-ს ნედლ წონაში, ზოგიერთ შემთხვევაში კი გადააჭარბა რუსთავის ნიმუშში დაფიქსირებულ შედეგს, 0.33 ნგ/გ ნედლ წონაში, მაშინ როდესაც, კორეის ნიმუშებში HCB-ის დონე განსაზღვრის ზღვარს ქვემოთ იყო (Jeong et al. 2010).

5.2.2. ვერცხლისწყალი და სხვა მძიმე ლითონები

რუსთავის ტერიტორიაზე აღებულ თევზის ნიმუშებში ვერცხლისწყლის (Hg) კონცენტრაცია მერყეობდა 0.013-დან (ადგილი L7) 0.187 მგ/კგ-მდე ნედლ წონაში (ადგილი L1) (იხ. დიაგრამა 5.3). ყველაზე მაღალი მაჩვენებლები დაფიქსირდა L1-დან (0.187 და 0.141 მგ/კგ ნედლ წონაში), L3-დან (0.156 და 0.086 მგ/კგ ნედლ წონაში) და L4-დან (0.159 მგ/კგ ნედლ წონაში) აღებულ ნიმუშებში, ხოლო L6, L7 და L8 ადგილებიდან აღებული თევზების ნიმუშებში, ზოგადად, უფრო დაბალი შედეგები შეინიშნებოდა, ძირითადად, უფრო ნაკლები, ვიდრე 0.1 მგ/კგ ნედლ წონაში.

მიუხედავად იმისა, რომ ვერცხლისწყლის ყველა დონე ევროკავშირის მიერ ადამიანის მოხმარებისთვის განკუთვნილი თევზისთვის დადგენილ მაქსიმალურ დასაშვებ ზღვარზე (0.5 მგ/კგ ნედლ წონაში; ევროკომისია 2023) დაბალი იყო, რამდენიმე ნიმუშში, L1, L3 და L4 ადგილებიდან, შედეგები მიუახლოვდა ან გადააჭარბა 0.15 მგ/კგ-ს ნედლ წონაში. ყველაზე მაღალი დაფიქსირებული მაჩვენებელი (0.187 მგ/კგ ნედლ წონაში) მიუახლოვდა აშშ-ის EPA-ს მიერ დადგენილ თევზის მოხმარების სარეკომენდაციო ზღვარს, 0.22 მგ/კგ ნედლ წონაში⁹ (US EPA, 2001), რომელმაც შესაძლოა ჯანმრთელობის რისკები შექმნას მგრძნობიარე ჯგუფებისთვის, მათ შორის ორსული ქალებისა და ბავშვებისთვის. მიღებული შედეგები შეშფოთებას იწვევს ვერცხლისწყლის ბიოაკუმულაციური ბუნებისა და დოკუმენტურად დადასტურებული ნეიროტოქსიკური ეფექტების გამო. მიუხედავად იმისა, რომ დადგენილი



დიაგრამა 5.3: ვერცხლისწყლის კონცენტრაციები თევზების ნიმუშებში ადგილმდებარეობის მიხედვით (მგ/კგ ნედლ წონაში).

ზღვრები არ გადაჭარბებულა, რამდენიმე ადგილას ვერცხლისწყლის მომატებული დონის არსებობა მიუთითებს ლოკალურ დაბინძურებაზე, რომელიც შესაძლოა სამრეწველო საქმიანობასთან იყოს დაკავშირებული. ამდენად, დაბინძურების გზებისა და წყაროების დასადგენად კონკრეტული ადგილების გამოკვლევაა საჭირო.

ვერცხლისწყლის დონე ქალაქ რუსთავის მახლობლად მდინარე მტკვრის თევზებში გაცილებით მაღალი იყო ვიდრე სომხეთის ქალაქ

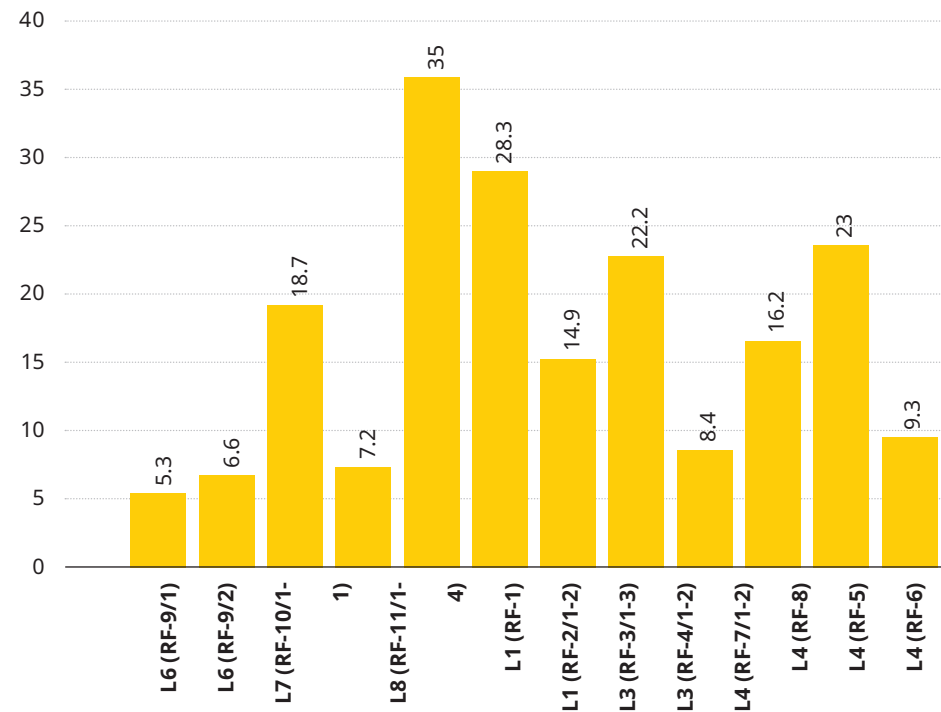
⁹ ეს რიცხვი მიღებულია აშშ-ის EPA-ს მიერ თევზის მოხმარებისთვის დადგენილი სარეკომენდაციო დოზიდან (0.2 მგ/კგ-1 მეთილვერცხლისწყალი), იმ ვარაუდზე დაყრდნობით, რომ მეთილვერცხლისწყალი THg-ის 90%-ს შეადგენს. მსგავსი დასაშვები კონცენტრაცია გამოიყენება კანადაშიც. იაპონიასა და/ან დიდ ბრიტანეთში სარეკომენდაციო დოზად დადგენილია 0.3. წყარო: (US EPA 2001).

ალავერდში, მდინარე დებედიდან აღებულ ქაშაპის ნიმუშებში, სადაც შედეგები მერყეობდა 0.016-დან 0.027 მგ/კგ-მდე ნედლ წონაში (Grechko et al. 2021b). აღსანიშნავია, რომ მტკვრის შესწავლილი მონაკვეთი სწრაფი დინების მთის მდინარის ხასიათს ატარებს. ამდენად, შესაძლოა, ამ ტერიტორიაზე ვერცხლისწყლის მეთილირებისთვის აუცილებელი პირობები, რაც წყლის ორგანიზმებში ვერცხლისწყლის ბიოაკუმულაციის გადამწყვეტი პროცესია (Rudd et al. 1980; Ullrich et al. 2001), ბოლომდე დადგენილი არ იყოს. მსგავსი შემთხვევები დაფიქსირდა ყაზახეთშიც, სადაც მეთილვერცხლისწყლის მომატებული კონცენტრაციები დაბინძურების წყაროებიდან ათეულობით კილომეტრის ქვემოთ, მდინარის დინების მიმართულებით გამოვლინდა (Mach et al. 2016; Petrlik et al. 2015b). შესაბამისად, შესაძლებელია, რომ რუსთავის სამრეწველო წყაროებით გამოწვეული ვერცხლისწყლით უფრო გამოხატული დაბინძურება მხოლოდ მტკვრის ქვემო დინებაში გამოჩნდეს.

კვლავ მწირია საჯაროდ ხელმისაწვდომი კვლევები რუსთავის მიმდებარედ მდინარე მტკვრის მძიმე ლითონებით დაბინძურების შესახებ. მიუხედავად იმისა, რომ მონიტორინგის / კვლევის ნაწილი ამიაკით დაბინძურებაზე იყო ორიენტირებული / ფოკუსირებული (Bakradze et al. 2017; Lomsadze et al. 2016), თევზში ან ნალექებში ვერცხლისწყლის დეტალური შეფასება ამ დრომდე არ ჩატარებულა. მძიმე ლითონებით დაბინძურება შესწავლილია ახლომდებარე შენაკადებში, მაგალითად მაშავერასა და კაზრეთულას მდინარეებში (ბაქრაძე და სხვ. 2017), რომლებზეც RMG Copper Company-ის სამთო-მოპოვებითი საქმიანობა ახდენს გავლენას.

ფოფორაძე და სხვების (2010) კვლევა ძირითადად ეხებოდა ტყვიას (Pb), კადმიუმს (Cd), თუთიას (Zn), სპილენძს (Cu), მანგანუმს (Mn) და რკინას (Fe) გარემოს სხვადასხვა კომპონენტში, კერძოდ, მტკვრის ნალექებსა და მდინარის წყალში. თუმცა, მასში არ იყო მოცემული ვერცხლისწყლის დონის კონკრეტული მონაცემები არც ნალექებსა და არც თევზებში.

ამასთანავე, მერყეობდა თუთიის (Zn) დონეებიც, 5.3 მგ/კგ-დან (L6) 35 მგ/კგ-მდე ნედლ წონაში (L1). ყველაზე მაღალი მაჩვენებლები დაფიქსირდა L1-ის ნიმუშებში (35 და 28.3 მგ/კგ ნედლ წონაში), შემდეგ კი L4-სა (23



დიაგრამა 5.4: თუთიის კონცენტრაციები თევზების ნიმუშებში ადგილმდებარეობის მიხედვით (მგ/კგ ნედლ წონაში).

მგ/კგ ნედლ წონაში) და L3-ში (22.2 მგ/კგ ნედლ წონაში). ეს დონეები ადამიანისთვის უსაფრთხო ნორმაში ჯდება, ვინაიდან თუთია აუცილებელი მიკროელემენტია და მოზრდილებისთვის მისი მაქსიმალური დასაშვები დოზა (UL) წარმოადგენს 40 მგ/დღეში (Gibson et al. 2016). მიუხედავად ამისა, თუთიის მომატებული კონცენტრაცია შესაძლოა ტოქსიკური იყოს წყლის ორგანიზმებისთვის (Javed and Usmani 2017; Skidmore 1964), მოქმედებდეს რა მათ ფიზიოლოგიაზე, ლაყუჩების ფუნქციონირებასა და გამრავლებაზე (McGeer et al. 2000; Sorensen 1991). ინდუსტრიულად დატვირთულ წყალსატევებში ასეთი დონეები შესაძლოა მიუთითებდეს გამონადენის არსებობაზე მეტალურგიული ან ნარჩენი წყლის წყაროებიდან და ამდენად, დაკვირვება საჭიროა შესაძლო ეკოლოგიური ზემოქმედების თვალსაზრისით.

სპილენძის (Cu) შემცველობა შედარებით დაბალი, თუმცა ცვალებადი აღმოჩნდა, მაქსიმალური მაჩვენებელი კი GE-RF-2 ნიმუშში გამოვლინდა, 1.82 მგ/კგ ნედლ წონაში. ტყვია (Pb) ყველა ნიმუშში გამოვლენის ზღვარს ქვემოთ იყო (<0.02–<0.05 მგ/კგ ნედლ წონაში), ხოლო კადმიუმის (Cd) შემცველობა დაბალი კონცენტრაციით დაფიქსირდა (მაქსიმუმ 0.011 მგ/კგ ნედლ წონაში). ორივე შემთხვევაში, მაჩვენებლები მნიშვნელოვნად დაბალია ევროკავშირის მიერ სურსათის უვნებლობისთვის დადგენილ ზღვრულ დონეებზე (ტყვიისთვის - 0.3 მგ/კგ ნედლ წონაში; კადმიუმისთვის - 0.05 მგ/კგ ნედლ წონაში).

დარიშხანი (As), ცნობილი კანცეროგენი, ნიმუშების უმეტესობაში გამოვლინდა 0.08 მგ/კგ-მდე ნედლ წონაში, თუმცა მისი შემცველობა 0.1 მგ/კგ-ს არ აღემატებოდა. მიუხედავად იმისა, რომ ეს მაჩვენებელი სურსათის უვნებლობის ზღვრულ ნორმას არ აჭარბებს, მისი არსებობა კიდევ ერთხელ უსვამს ხაზს სამრეწველო ზეგავლენის ქვეშ მყოფ ამ რეგიონის თევზებში არსებულ დამაბინძურებლების რთულ ნარევს.

ეს შედეგები ეწინააღმდეგება მჭედლურისა და მახარობლიძის (2018) დასკვნებს, რომლებმაც თბილისში მტკვრის სხვადასხვა მონაკვეთზე აღებულ თევზის ნიმუშებში ვერცხლისწყლისა და კადმიუმის შემცველობა ვერ დააფიქსირეს. ეს განსხვავება შესაძლოა ნიმუშების აღების ადგილების, ანალიზის მგრძნობელობის ან რუსთავის მიმდებარე ტერიტორიაზე არსებული უფრო ლოკალიზებული დაბინძურების სხვაობით იყოს განპირობებული.

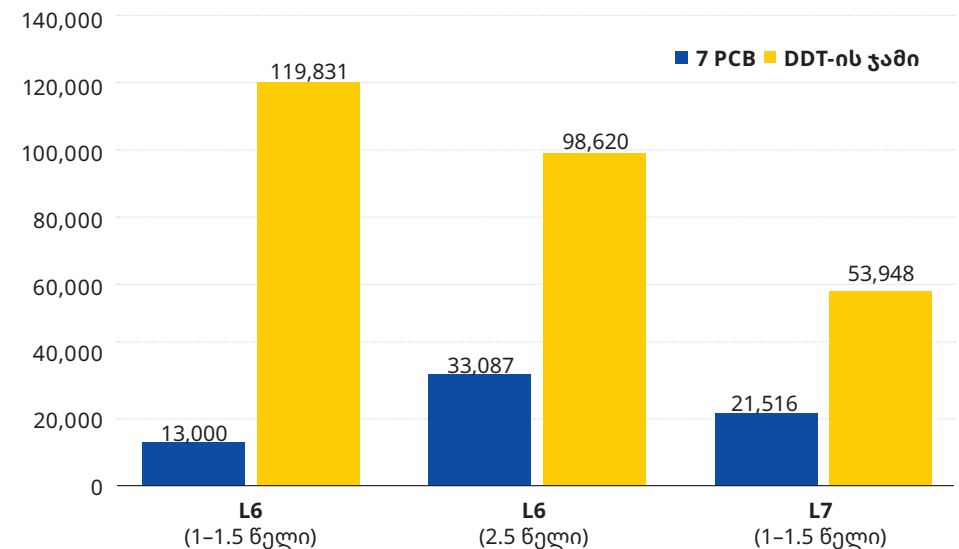
5.2.3. სახეობრივი მახასიათებლების და სივრცითი ტენდენციები

წინამდებარე ქვეთავში შედარებულია ორი სახეობა, ლოქო (Silurus glanis) და მურწა (Luciobarbus mursa), რომელთა მრავალი ნიმუშის შესწავლაც მოხდა. სხვა სახეობებისთვის კი მხოლოდ თითო ნიმუში იყო ხელმისაწვდომი. ლოქოს შემთხვევაში, დაბინძურების დონე ასაკის მატებასთან ერთად იზრდებოდა. L6 ადგილას აღმოჩენილ შედარებით ხანდაზმულ ლოქოში PCB-ისა და ვერცხლისწყლის შემცველობა ორჯერ აღემატებოდა ახალგაზრდა ლოქოსას (იხ. დიაგრამა 5.6). L1 ადგილას აღებულ ყველაზე ხანდაზმული თევზის ნიმუშში კი PCBs-ებისა

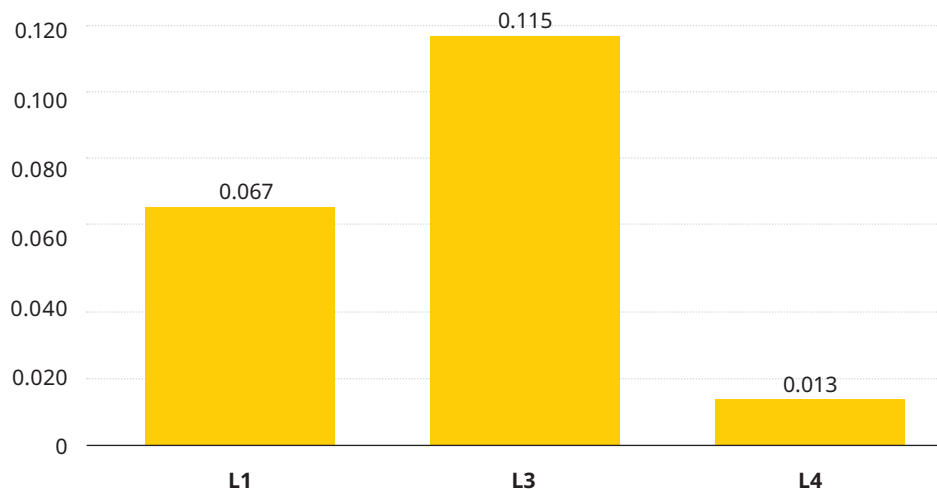
(102,601 ნგ/გ ცხიმში) და DDTs-ების (307,305 ნგ/გ ცხიმში) ყველაზე მაღალი დონეები დაფიქსირდა. აღნიშნული დასკვნა ადასტურებს სხვა კვლევის შედეგებს, რომლის მიხედვითაც „ლოქოს ქსოვილებში მძიმე ლითონების მნიშვნელოვანი დაგროვება კორელაციაშია ასაკთან და სხეულის მასასთან“ (Has-Schon et al. 2015).

POPs-ების მაღალი დონეები აღმოჩნდა მურწაშიც (დაახლოებით 1 წლის). L1-დან აღებული მურწას ნიმუშში შეიცავდა PCBs-ებს 37,110 ნგ/გ ცხიმში, ხოლო DDT-ს - 152,155 ნგ/გ ცხიმში. L3 და L4 ადგილების ჭანარში შედეგები შედარებით დაბალი, თუმცა მაინც საგანგაშო იყო.

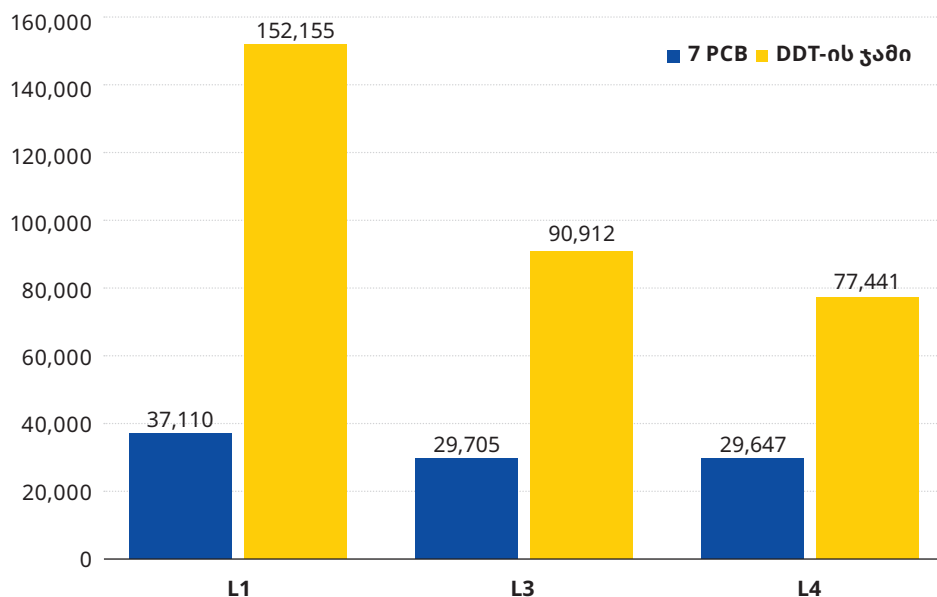
კვლევის ფარგლებში, ვერცხლისწყლის ყველაზე მაღალი დონე L3 და L4 ადგილებიდან აღებულ ჭანარის ნიმუშებში დაფიქსირდა (0.156 და 0.159 მგ/კგ ნედლ წონაში). ეს შედეგები მიუთითებს ადრეულ ეტაპზე დაბინძურებაზე და ამყარებს ჰიპოთეზას რუსთავში, ქვემო დინებაში, არსებული გაფანტული დაბინძურების შესახებ, მათ შორის კანალიზაციის გამწმენდი სადგურიდან მომდინარე გამონადენების ჩათვლით.



დიაგრამა 5.5: 7 PCBs-ისა და ΣDDTs-ის კონცენტრაცია ლოქოს ნიმუშებში ადგილმდებარეობის და ასაკის მიხედვით (ნგ/გ ცხიმში).



დიაგრამა 5.6: ვერცხლისწყლის კონცენტრაცია ლოქოს ნიმუშებში ადგილმდებარეობის მიხედვით (მგ/კგ ნედლ წონაში).



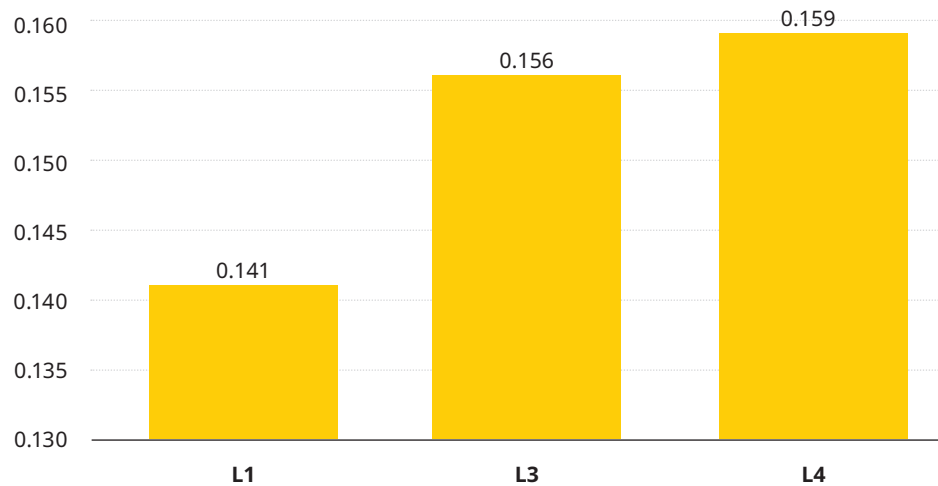
დიაგრამა 5.7: 7 PCBs-სა და ΣDDTs-ის კონცენტრაცია მურწას ნიმუშებში ადგილმდებარეობის მიხედვით (ნგ/გ ცხიმში).

დაბინძურების დონის მიხედვით, სახეობათაშორის დამახასიათებელ განსხვავებაზე შესაძლოა გავლენა მიგრაციულმა ქცევამაც იქონიოს. ჭანარი (*Luciobarbus capito*) ნახევრად-ანადრომულ სახეობად ითვლება, რომელსაც მიგრაცია შეუძლია როგორც მლაშე, ასევე ზღვის წყლებში, მაგალითად, კასპიის ან შავ ზღვაში (Ford 2024b; Coad 2021; Eagderi et al. 2013). ამგვარი ქცევის გამო, ის შესაძლოა დამაბინძურებლების უფრო ფართო სპექტრის ზემოქმედების ქვეშ მოექცეს, რადგან სხვადასხვა დონის დაბინძურების წყლებში გადაადგილდება, სადაც გვხვდება მათ შორის სამრეწველო გამონადენები და ხდება მდინარულ-ზღვისპირა სისტემის დამაბინძურებელი ტრანსპორტი.

აღნიშნულისგან განსხვავებით, მურწა (*Luciobarbus mursa*) მხოლოდ მტკნარი წყლის სახეობაა, შეზღუდული მიგრაციული არეალით (Freyhof, 2014; Wikipedia, 2025). შესაბამისად, მისი დაბინძურების დონეები უფრო მეტად ასახავს მტკვრის ადგილობრივ დაბინძურებას რუსთავის ტერიტორიაზე. ეს კი თანხვედრაშია ჩვენი კვლევის შედეგებთანაც, რომლის მიხედვითაც, მურწაში POPs-ებისა და ვერცხლისწყლის უფრო მაღალი შემცველობა აღმოჩნდა, ვიდრე ჭანარში (იხ. ცხრილი 5.2, დანართი 2).

ამ ორი სახეობის განსხვავებული სიცოცხლის ციკლი და ჰაბიტატის პრეფერენციები (იხ. დანართი 2) შესაძლოა ნაწილობრივ ხსნიდეს დამაბინძურებლების დაგროვებასთან დაკავშირებულ განსხვავებებს. მსგავსი შემთხვევა დაფიქსირდა ბანგლადეშშიც, სადაც მომიგრირე ბარამუნდის ქორჭილაში (*Lates calcarifer*) ვერცხლისწყლის უფრო დაბალი კონცენტრაცია აღმოჩნდა ვიდრე არამომიგრირე სახეობებში, რომლებიც იმავე დაბინძურებულ ტერიტორიებზე, ჰაზარიბაგის მიმდებარე მდინარე მეგნაში და გაზარიში ბინადრობდნენ (Hossain and Petrlik 2013).

მსგავსი დასკვნები გაკეთდა წყნარი ოკეანის ჩრდილო-დასავლეთ ნაწილში ჩატარებულ კვლევაშიც, რომელიც არასრულწლოვან ჩავიჩას (*Chinook salmon*) ეხებოდა. შედეგებმა აჩვენა, რომ მომიგრირე ინდივიდების POPs-ების პროფილები ერთმანეთისგან განსხვავდებოდა, რაც განპირობებული იყო მათი გადაადგილებით მდინარის სისტემის სხვადასხვა დაბინძურებულ მონაკვეთებში (O'Neill et al. 2020). აღნიშნული



დიაგრამა 5.8: ვერცხლისწყლის კონცენტრაცია მურწას ნიმუშებში ადგილმდებარეობის მიხედვით (მგ/კგ ნედლე წონაში).

ადასტურებს ჰიპოთეზას, რომლის თანახმადაც, მიგრაციული ქცევა გარკვეულწილად განსაზღვრავს დამაბინძურებელი ნივთიერებების ზემოქმედებას მტკნარ წყლებსა და ესტუარულ ეკოსისტემებშიც კი.

ეს შედეგები ხაზს უსვამს იმ ფაქტის მნიშვნელობას, რომ სამომავლო კვლევებში, თევზებში დამაბინძურებელი ნივთიერებების ბიოაკუმულაციის შესწავლისას, გათვალისწინებული იყოს სახეობათაშორისი სიცოცხლის ციკლი და მიგრაციული ქცევა.

5.3. დასკვნები და რეკომენდაციები

მიუხედავად იმისა, რომ თევზის ნიმუშების უმეტესობა აკმაყოფილებდა ცალკეული დამაბინძურებლებისთვის დადგენილ მოქმედ სამართლებრივ ზღვრებს, რამდენიმე საშიში ნივთიერების, განსაკუთრებით DDTs-ების, PCBs-ისა და ვერცხლისწყლის ხშირი თანაარსებობა შეშფოთებას

იწვევს კუმულაციური ტოქსიკურობის გამო. დაბინძურების სივრცითი მახასიათებლები ნათლად მიუთითებს რუსთავის ფართო არეალში არსებულ სამრეწველო დაბინძურებაზე, ასევე DDT-ის შემცველი პესტიციდების ისტორიულ და სავარაუდოდ, ბოლოდროინდელ ან მიმდინარე გამოყენებაზე.

ამ საკითხების გადასაჭრელად, რეკომენდებულია შემდეგი ზომების მიღება:

- » თევზისა (შესაძლოა მტაცებელი სახეობებისაც) და წყლის სხვა ორგანიზმების (მაგალითად, უხერხემლოებისა ან მოლუსკების) ბიომონიტორინგის გაფართოება, დაბინძურების დროითი და სივრცითი ტენდენციების გამოსავლენად.
- » დაბინძურების წყაროებზე მიზნობრივი კვლევების ჩატარება, განსაკუთრებით L1 და L4 ადგილების მახლობლად, სადაც ყველაზე მაღალი ტოქსიკური დატვირთვა დაფიქსირდა.
- » თევზის მოხმარებასთან დაკავშირებით საზოგადოებრივი ჯანდაცვის რეკომენდაციების შემუშავება, ამერიკის შეერთებულ შტატებში გამოყენებული პრაქტიკის მსგავსად, რათა დაცული იყვნენ მოწყვლადი ჯგუფები, მაგალითად, ბავშვები და ორსული ქალები.
- » ეკოტოქსიკოლოგიური კვლევების ჩატარება თევზის პოპულაციებსა და წყლის ბიომრავალფეროვნებაზე პოტენციური ზემოქმედების შესაფასებლად, მათ შორის სუბლელტალური და რეპროდუქციული ეფექტების განსასაზღვრად.

აღნიშნული ღონისძიებები ხელს შეუწყობს ჯანმრთელობის რისკების შემცირებას, პოლიტიკის შემდგომი ნაბიჯების დაგეგმვასა და მდინარე მტკვრის ეკოსისტემის გრძელვადიან გარემოსდაცვით მართვას.

6. მძიმე ლითონები რუსთავის დაბინძურების კერებიდან აღებულ ნიმუშებში

საველე სამუშაოების ფარგლებში, მძიმე ლითონების ანალიზისთვის სულ 14 ნიმუში შეგროვდა. აქედან, ნიადაგის 8 ნიმუში 7 საბავშვო მოედნიდან (ექვსი რუსთავში და ერთი სოფელ უდაბნოში) და მტვრის 6 ნიმუში (ხუთი რუსთავიდან და ერთი სოფელი უდაბნოდან).

6.1. შედეგები

ქალაქ რუსთავის ტერიტორიიდან აღებულ ნიადაგისა და მტვრის ნიმუშებში მძიმე ლითონების შემცველობის ანალიზის შედეგები, შედარებული უდაბნოდან აღებულ ნიმუშებთან, შეჯამებულია ცხრილებში 6.1 და 6.2. შედეგები განხილულია ნიმუშის ტიპის მიხედვით, სადაც, განსაკუთრებული ყურადღება ეთმობა ბავშვთა სათამაშო მოედნებს, როგორც სენსტიურ ადგილებს.

6.1.1. მძიმე ლითონები ბავშვთა სათამაშო მოედნებიდან აღებულ ნიადაგის ნიმუშებში

ეს ქვეთავი აჯამებს ქალაქ რუსთავის სხვადასხვა საბავშვო სათამაშო მოედნიდან შეგროვებულ ნიადაგის ნიმუშებში შერჩეული

მძიმე ლითონების კონცენტრაციას და სოფელ უდაბნოს შესადარებელ ობიექტიდან აღებულ ნიმუშებს ადარებს (ცხრილი 6.1).

ცხრილში ნაჩვენებია მძიმე ლითონების კონცენტრაციის აშკარად მაღალი მაჩვენებელი ქალაქ რუსთავის სათამაშო მოედნების ნიადაგის ნიმუშებში, უდაბნოს შესადარებელ ობიექტთან შედარებით (GE-UPG-01). მნიშვნელოვან განსხვავებებს შორისაა:

- » ვერცხლისწყალი (Hg): ყველაზე მაღალი კონცენტრაცია დაფიქსირდა GE-RPG-1-ში (0.55 მგ/კგ), რაც 25-ჯერ აღემატება შესადარებელ ობიექტზე ანალოგიურ მაჩვენებელს. სხვა სათამაშო მოედნებზე ვერცხლისწყლის კონცენტრაცია შესადარებელ მაჩვენებელთან ახლოს ან მასზე დაბალი იყო.
- » ტყვია (Pb): GE-RPG-2-დან GE-RPG-4-მდე ყველა ნიმუშში კონცენტრაცია 50 მგ/კგ-ზე მეტია, ხოლო GE-RPG-4-ში კი თითქმის 100 მგ/კგ-ს აღწევს, რაც 7.8-ჯერ აღემატება შესადარებელი ობიექტის მაჩვენებელს.
- » კადმიუმი (Cd): GE-RPG-2-ში დაფიქსირდა ყველაზე მაღალი კონცენტრაცია (1.63 მგ/კგ), რაც 8.4-ჯერ აღემატება შესადარებელ

ცხრილი 6.1: ბავშვთა სათამაშო მოედნიდან აღებული ნიადაგის ნიმუშებში შერჩეული მძიმე ლითონების კონცენტრაცია (მგ/კგ) შესადარებელ ობიექტთან შედარებით (სოფელი უდაბნო).

ელემენტი	GE-RPG-1	GE-RPG-2	GE-RPG-3	GE-RPG-4	GE-RPG-5	GE-RPG-6/A	GE-RPG-6/B	GE-UPG-01 (ref.)
ვერცხლისწყალი (Hg)	0.55	0.089	0.066	0.074	0.05	0.005	0.009	0.022
ტყვია (Pb)	25.8	57.7	83	99.8	24.7	4.29	17.3	12.8
კადმიუმი (Cd)	0.577	1.63	0.925	0.619	0.414	0.027	0.129	0.194
სპილენძი (Cu)	50.5	138	91	60.7	48	6.9	13.9	39
ქრომი (Cr)	44.2	105	46.1	58.6	41.8	58.9	97.7	46.3
თუთია (Zn)	387.5	851.6	448	243	178.5	131.2	313	67.6
დარიშხანი (As)	6.9	8.49	4.49	6.05	5.0	2.26	1.93	7.1

მაჩვენებელს. ეს კი შესაძლო დაბინძურებაზე მიუთითებს.

- » სპილენძი (Cu): იმავე ნიმუშში - GE-RPG-2 გამოვლინდა განსაკუთრებით მაღალი შედეგი (138 მგ/კგ), რაც სამზე მეტჯერ მაღალია შესადარებელ მაჩვენებელზე. გარდა ამისა, მაღალი კონცენტრაცია აღმოჩნდა GE-RPG-3-სა და GE-RPG-4-ში.
- » ქრომი (Cr): ყველაზე მაღალი დონე დაფიქსირდა GE-RPG-2-ში (105 მგ/კგ), რაც 2-ჯერ აღემატება შესადარებელ მაჩვენებელს. მომატებული კონცენტრაცია გამოვლინდა GE-RPG-6/B-შიც (97.7 მგ/კგ).
- » თუთია (Zn): თუთიის მნიშვნელოვნად მაღალი კონცენტრაცია გამოვლინდა ქალაქ რუსთავის ყველა სათამაშო მოედნიდან აღებულ ნიმუშში, განსაკუთრებით GE-RPG-2-ში, რომლის დონეც (851.6 მგ/კგ) 12-ჯერ აღემატება შესადარებელ მაჩვენებელს.
- » დარიშხანი (As): სხვა ლითონებისგან განსხვავებით, დარიშხანის კონცენტრაცია ყველა სათამაშო მოედანზე, მათ შორის, შესადარებელ ობიექტზე, ერთმანეთის მსგავსი იყო, ზოგადად კი დაბალი (10 მგ/კგ-ზე ნაკლები); GE-RPG-2-ში კი გამოვლინდა მცირედით მაღალი

კონცენტრაცია (8.49 მგ/კგ). ეს კი იმაზე მიანიშნებს, რომ ამ არეალისთვის დარიშხანი მთავარი პრობლემას არ წარმოადგენს.

რამდენიმე სათამაშო მოედნის შემთხვევაში, განსაკუთრებით, GE-RPG-2-ში, GE-RPG-3-ში და GE-RPG-4-ში, მძიმე ლითონების მნიშვნელოვნად მაღალი კონცენტრაცია გამოვლინდა, რაც, სავარაუდოდ, განპირობებულია სამრეწველო ობიექტებთან სიახლოვით, მიმდებარე ნიადაგში დაბინძურებული წილის გამოყენებით ან მოედნების დატვირთულ გზებთან სიახლოვით. მაგალითად, GE-RPG-3-ს მიმდებარედ შეიმჩნეოდა წილის ნარჩენები და ცხოველების ექსკრემენტების კვალი, ხოლო GE-RPG-2 და GE-RPG-4 მდებარეობდა იმ საცხოვრებელი ზონების სიახლოვეს, რომლებზეც გავლენას ახდენდა სატრანსპორტო მოძრაობისა და წარსული სამრეწველო საქმიანობის კვალი.

საცხოვრებელ ზონაში მდებარე GE-RPG-6 ორ ქვენიმუშად დაიყო: სათამაშო მოედნიდან აღებული ქვიშა (6A) და მიმდებარე მტვრიანი მასალა (6B). მართალია, ქვიშის ნიმუშში დაბინძურების შედარებით

ცხრილი 6.2: ცენტრალური ყაზახეთის სათამაშო მოედნების ნიადაგებში მძიმე ლითონების კონცენტრაციის დიაპაზონები და საშუალო მაჩვენებლები (PETRLIK ET AL. 2015A) შედარებული წინამდებარე კვლევის შედეგებთან.

ელემენტი	ცენტრალური ყაზახეთი		წინამდებარე კვლევა	
	დიაპაზონი (მგ/კგ)	საშუალო მაჩვენებელი (მგ/კგ)	დიაპაზონი (მგ/კგ)	საშუალო მაჩვენებელი (მგ/კგ)
ტყვია (Pb)	13.9 – 2,410	392.5	4.29 – 99.8	44.7
კადმიუმი (Cd)	0–15.3	1.86	0.027 – 1.63	0.62
სპილენძი (Cu)	13.9 – 4,866	465.6	6.9–138	58.4
ქრომი (Cr)	0–42.2	17.3	41.8–105	64.6
თუთია (Zn)	43.6 – 1,302	276.8	131.2–851.6	364.7
დარიშხანი (As)	0–232.2	22.6	1.93 – 8.49	5.0
ვერცხლისწყალი (Hg)	0.028 – 0.458	0.10	0.005–0.55	0.12

დაბალი დონე გამოვლინდა, თუმცა იქვე აღებული მასალა ლითონების მაღალ კონცენტრაციას შეიცავდა, რაც დაბინძურების ლოკალიზებულ კერებზე მიუთითებს.

სოფელ უდაბნოს შესადარებელ უბანზე (GE-UPG-1), თითქმის ყველა ანალიტის შემთხვევაში მუდმივად ყველაზე დაბალი კონცენტრაციები ფიქსირდებოდა, რაც კიდევ ერთხელ ადასტურებს მის საბაზისო მაჩვენებლად გამოყენების მიზანშეწონილობას. თუმცა, გარკვეული ელემენტების, მაგალითად, დარიშხანისა და ვერცხლისწყლის შემთხვევაში, უფრო დაბალი შედეგები სხვა სათამაშო მოედნებზეც დაფიქსირდა. ეს გარემოება, სავარაუდოდ, განპირობებულია ნიადაგის შემადგენლობის ცვალებადობითა და დამაბინძურებლების შორ მანძილზე გადატანით, რამდენადაც, სოფელი უდაბნო ზღვის დონიდან უფრო მაღლა, მთიან ზონაში მდებარეობს.

საერთო ჯამში, ეს შედეგები ქალაქ რუსთავის რამდენიმე სათამაშო მოედნის ტერიტორიაზე ანთროპოგენური დაბინძურების წყაროებზე

მიუთითებს. მომწამვლელი ელემენტების არსებობა ბავშვების მიერ ხშირად გამოყენებულ ნიადაგში პრობლემურია ჯანმრთელობის გრძელვადიანი რისკების თვალსაზრისით და ხაზს უსვამს აღდგენისა და უსაფრთხოების იმგვარი ზომების საჭიროებას, რომელიც კონკრეტულ ადგილზე იქნება მორგებული.

შედარება ყაზახეთის სათამაშო მოედნებთან

რუსთავში დაფიქსირებული შედეგების კონტექსტუალიზაციის მიზნით, ისინი შევადარეთ მსგავსი კვლევის მონაცემებს, რომლებიც ასახავს ყაზახეთში სათამაშო მოედნების ნიადაგის დაბინძურებას (Petrlik et al. 2015a), იხ., ცხრილი 6.2. აღნიშნულმა კვლევამ მოიცვა რამდენიმე ობიექტი, მათ შორის, თემირთაუ, ბალხაში და სტეფნოგორსკი და მისი კვლევის საგანი იყო ისეთი მძიმე ლითონებით დაბინძურება, როგორიცაა ტყვია (Pb), კადმიუმი (Cd), სპილენძი (Cu), ქრომი (Cr), თუთია (Zn) და ვერცხლისწყალი (Hg).

შედარება ცხადყოფს შესამჩნევ განსხვავებებს დაბინძურების მახასიათებლებში / სურათში:

- » ტყვიის (Pb) კონცენტრაცია მნიშვნელოვნად მაღალი იყო ყაზახეთში (საშუალოდ 392 მგ/კგ) რუსთავთან შედარებით (საშუალოდ 44.7 მგ/კგ). ყაზახეთის ზოგიერთ ობიექტზე შესაბამისი კონცენტრაცია 2000 მგ/კგ-ს აღემატებოდა.
- » სპილენძის (Cu) შემცველობის დონე ასევე არსებითად მაღალი იყო ყაზახეთის შემთხვევაში, საშუალოდ 465.6 მგ/კგ რუსთავის საშუალო მაჩვენებელთან - 58.4 მგ/კგ - შედარებით.
- » კადმიუმის (Cd) შემთხვევაში გამოვლინდა არსებითად შედარებადი საშუალო მაჩვენებლები: 1,86 მგ/კგ ყაზახეთში და 0,62 მგ/კგ რუსთავში.
- » ქრომი (Cr) უფრო გავრცელებული იყო რუსთავის ნიმუშებში (საშუალოდ 64.6 მგ/კგ), ვიდრე ყაზახეთში (17.3 მგ/კგ).
- » თუთიის (Zn) კონცენტრაცია ასევე უფრო მაღალი იყო რუსთავში (საშუალოდ 364.7 მგ/კგ), ვიდრე ყაზახეთში (276.8 მგ/კგ).
- » ვერცხლისწყლის (Hg) შემცველობის დონეები მსგავსი იყო, ყაზახეთში - 0.10 მგ/კგ, ხოლო რუსთავში - 0.12 მგ/კგ.
- » დარიშხანის შემცველობის დონე რუსთავის სათამაშო მოედნების ნიმუშებში, ძირითადად, დაბალი იყო (1,93–8,49 მგ/კგ). ყველა ნიმუშის შემთხვევაში გამოვლინდა ბალხაშის კვლევაში (Petrlik et al. 2015a) დაფიქსირებულ დონეზე გაცილებით დაბალი კონცენტრაცია.

ეს განსხვავებები ადგილობრივი დაბინძურების გასხვავებულ წყაროებს ასახავს. ყაზახეთში, უკიდურესად მაღალი ტყვიისა (Pb) და სპილენძის (Cu) დონეები დაკავშირებულია ფერადი ლითონების ქარხნებთან და წარსულ დაბინძურებასთან, ხოლო რუსთავში ქრომისა (Cr) და თუთიის (Zn) მომატებული კონცენტრაციები, სავარაუდოდ, ახლომდებარე ფეროშენადნობებისა და ცემენტის საწარმოებიდან მოდის.

განსხვავებული პროფილების მიუხედავად, ორივე კვლევა ადასტურებს, რომ სამრეწველო ზონებში მდებარე ბავშვთა სათამაშო მოედნები შესაძლოა მნიშვნელოვნად იყოს დაბინძურებული და ამდენად, საჭიროებს დამატებით ყურადღებას.

შედარება ჩეხეთის რესპუბლიკაში დადგენილ ზღვრულ მაჩვენებლებთან

მიუხედავად იმისა, რომ ჩეხეთის რესპუბლიკაში არ არის დადგენილი სათამაშო მოედნებისთვის ნიადაგის დაბინძურების კონკრეტული ზღვრული მაჩვენებლები, ბავშვთა სათამაშო მოედნებზე არსებული ქვიშის ჰიგიენური სტანდარტები (დადგენილება №238/2011 Coll., დანართი #10) სასარგებლო საბაზისო მაჩვენებელს წარმოადგენს. ეს ზღვრული მაჩვენებლები განსაზღვრულია მშრალი მასისათვის და მიზნად ისახავს ქვიშაში მოთამაშე ბავშვების უსაფრთხოების უზრუნველყოფას. ქვემოთ მოცემული 6.3 ცხრილი ერთმანეთს ადარებს, ერთი მხრივ, რუსთავის სათამაშო მოედნების ნიადაგში ელემენტების საშუალო კონცენტრაციებს, ხოლო, მეორე მხრივ, ჩეხეთის რესპუბლიკაში ქვიშისთვის დადგენილ მაქსიმალურ დასაშვებ მაჩვენებლებს.

ცხრილი 6.3: შერჩეული ქიმიური ელემენტების ჰიგიენური ზღვრული მაჩვენებლები რუსთავში დაფიქსირებულ საშუალო დონეებთან შედარებით ბავშვთა სათამაშო მოედნებზე ქვიშის მაქსიმალური დასაშვები კონცენტრაციები (მგ/კგ მშრალ მასაში).			
ელემენტი	საშუალო მაჩვენებელი რუსთავში(მგ/კგ)	ზღვრული ჰიგიენური მაჩვენებელი ქვიშისთვის ჩეხეთში (მგ/კგ)	დასაშვები მაჩვენებლის გადაჭარბება
ტყვია (Pb)	5.0	10.0	არა
კადმიუმი (Cd)	0.6	0.5	კი
სპილენძი (Cu)	64.6	100.0	არა
ქრომი (Cr)	58.4	100.0	არა
თუთია (Zn)	0.12	0.3	არა
დარიშხანი (As)	44.7	60.0	არა
ვერცხლისწყალი (Hg)	364.7	150.0	კი

ცხრილი 6.4: მძიმე ლითონების კონცენტრაციების შედარება სხვადასხვა საერთაშორისო კვლევაში მოცემულ სათამაშო მოედნებისა და პარკების ნიადაგების მაჩვენებლებთან

ავტორი, (წელი)	Parlak et al. (2022)	Park and Ji (2023)	Zglobicki et al. (2021)	Li et al. (2023)	Donado et al. (2021)	Shezi et al. (2022)	Figueiredo et al. (2011)
გარემო	სათამაშო მოედნები	პარკები, საშუალო კონცენტრაცია	სათამაშო მოედანი, საშუალო კონცენტრაცია	პარკები	სათამაშო მოედნები	სკოლამდელი დაწესებულებები	სათამაშო მოედნების ნიადაგი
ქვეყანა	თურქეთი	სამხრეთ კორეა	პოლონეთი	ჩინეთი	კოლუმბია	კეიპტაუნი	სან-პაულუ
Hg	na	0.02	0.027	na	0.1	na	na
Pb	3–102	7.55	41	34.89	89	30	na
Cd	na	0.21	4.7	2.52	2.1	na	na
Cu	19–92	5.97	16.3	31.39	39.0	na	na
Cr	8–34	nd	192.4	58.74	27	na	na
Zn	58 (მხოლოდ საშუალო)	34.08	79.8	186.28	204	232	na
As	na	2.40	na	na	26	16	1.2-24

შენიშვნა: na = არ არის ხელმისაწვდომი; nd = არ არის აღმოჩენილი.

შედარება აჩვენებს, რომ კადმიუმისა და თუთიის მაჩვენებლებმა გადააჭარბა ჩეხეთში ქვიშისთვის დადგენილ ზღვრულ ჰიგიენურ მაჩვენებლებს. მართალია, ზემოთ ნახსენები სახელმძღვანელო პრინციპები ნიადაგის შესახებ სამართლებრივად სავალდებულო არ არის, თუმცა ეს დოკუმენტი მნიშვნელოვან მითითებებს შეიცავს, ბავშვების შემთხვევაში არსებული რისკ-ფაქტორების (მაგალითად, ხელიდან პირში მოხვედრის) გათვალისწინებით.

შედარება სხვა დაბინძურებულ სათამაშო მოედნებთან და პარკებთან

რუსთავის სათამაშო მოედნების ნიადაგებში მძიმე ლითონების კონცენტრაციების გაზომვამ გამოავლინა რამდენიმე დამაბინძურებელი

ნივთიერების მომატებული დონე საერთაშორისო საბაზისო მნიშვნელობებთან შედარებით (ცხრილი 6.4). ყველაზე მაღალი მაჩვენებლები დაფიქსირდა თუთიის (851.6 მგ/კგ-მდე), სპილენძისა და ტყვიისათვის, რომელთა კონცენტრაციები ხშირად აღემატებოდა პოლონეთში, ჩინეთში და კოლუმბიაში ჩატარებული კვლევების შედეგებს (Donado et al., 2021; Li et al., 2023; Peng et al., 2019; Zglobicki et al., 2021) მაგალითად, GE-RPG-4 -ში ტყვიის (Pb) დონემ შეადგინა 99.8 მგ/კგ, მაშინ როცა პოლონეთში იგი შეადგენდა 41 მგ/კგ-ს, ხოლო ჩინეთში სხვადასხვა ადგილას - 34.89 მგ/კგ (Li et. al. 2023) და 23.6 - 44.2 მგ/კგ (Peng et. al. 2019), შესაბამისად.

ვერცხლისწყლის (Hg) კონცენტრაციები უმეტესწილად დაბალი იყო (0.005–0.55 მგ/კგ), თუმცა ოდნავ აღემატებოდა კორეასა და პოლონეთში

დაფიქსირებულ მნიშვნელობებს (Park და Ji, 2023; Zglobicki et al., 2021). კადმიუმის (Cd) კონცენტრაციამ რუსთავის ოთხ სათამაშო მოედანზე გადააჭარბა ჩეხეთის ჰიგიენურ ზღვრულ მაჩვენებელს (იხ. ცხრილი 6.1). დარიშხანის (As) კონცენტრაციები, ზოგადად, ზომიერი იყო, თუმცა მაინც საჭიროებს ყურადღებას მისი მომწამვლელი ხასიათის გამო, განსაკუთრებით იმ გარემოში, სადაც სადაც ბავშვები ხვდებიან.

რუსთავის სათამაშო მოედნების ნიადაგის ნიმუშებში მძიმე ლითონების კონცენტრაციები ზოგადად საერთაშორისო საზღვრების ფარგლებშია, თუმცა უნდა გამოიყოს რამდენიმე ტენდენცია:

- » ტყვია (Pb): რუსთავში გამოვლენილი საშუალო კონცენტრაცია (44.7 მგ/კგ) მაღალია სამხრეთ კორეაში (7.55 მგ/კგ), კეიპტაუნში (30 მგ/კგ) და ჩინეთში (34.89 მგ/კგ) დაფიქსირებულ მაჩვენებლებზე, თუმცა უფრო დაბალია, კოლუმბიასთან (89 მგ/კგ) და პოლონეთთან (41 მგ/კგ) შედარებით.
- » კადმიუმი (Cd): რუსთავში დაფიქსირებული საშუალო მაჩვენებელი - 0.62 მგ/კგ - აღემატება სამხრეთ კორეაში დაფიქსირებულ შედეგს (0.21) და უახლოვდება ჩინეთისა (2.52 მგ/კგ) და კოლუმბიის (2.1 მგ/კგ) მონაცემებს. რუსთავში გამოვლენილი მაქსიმალური კონცენტრაცია 1.63 მგ/კგ იყო, რაც უფრო მაღალია, ვიდრე პრაღაში ბავშვთა სათამაშო მოედნებზე 2016 წელს დაფიქსირებული მაქსიმალური მაჩვენებელი (0.96 მგ/კგ; Vavra et al., 2016).
- » სპილენძი (Cu): რუსთავის მაჩვენებელი ექცევა (58.4 მგ/კგ) სამხრეთ კორეისა (5.97 მგ/კგ) და პოლონეთის (16.3 მგ/კგ) დაბალ მაჩვენებლებსა და კოლუმბიისა (39.0 მგ/კგ) და ჩინეთის (31.39 მგ/კგ) მაღალ მაჩვენებლებს შორის.
- » ქრომი (Cr): რუსთავში გამოვლენილი საშუალო კონცენტრაცია (64.6 მგ/კგ) შედარებით მაღალია და აღემატება კოლუმბიაში (27 მგ/კგ; Donado et al., 2021) და თურქეთში (8–34 მგ/კგ; Parlak et al., 2022) დაფიქსირებულ მაჩვენებლებს, ასევე, უფრო მაღალია, ვიდრე ჩინეთში (58.74 მგ/კგ; Li et al., 2023) დაფიქსირებული კონცენტრაცია, თუმცა უფრო დაბალია, ვიდრე პოლონეთის შედეგი (192.4 მგ/კგ; Zglobicki et al. 2021).
- » თუთია (Zn): რუსთავში (364.7 მგ/კგ) გამოვლენილი საშუალო

კონცენტრაცია ერთ-ერთი ყველაზე მაღალია და აღემატება ყველა სხვა კვლევაში დაფიქსირებულ მონაცემებს, მათ შორის, კოლუმბიის (204 მგ/კგ) და კეიპტაუნის (232 მგ/კგ) შედეგებს.

- » დარიშხანი (As): რუსთავის მაჩვენებელი 5.0 მგ/კგ უფრო დაბალია, ვიდრე Donado et al. (2021)-ში (26 მგ/კგ) და Shezi et al. (2022)-ში (16 მგ/კგ) მოცემული საშუალო მაჩვენებლები, თუმცა აღემატება Figueiredo et al. (2011)-ს მიერ დაფიქსირებულ კონცენტრაციის დაბალ დიაპაზონს (1.2–24 მგ/კგ).
- » ვერცხლისწყალი (Hg): რუსთავის საშუალო მაჩვენებელი (0.12 მგ/კგ) მაღალია სამხრეთ კორეისა (0.02 მგ/კგ) და პოლონეთის (0.027 მგ/კგ) შედეგებზე, თუმცა დაბალია კოლუმბიისაზე (0.1 მგ/კგ).

ეს შედარებები მიუთითებს, რომ ქალაქ რუსთავის სათამაშო მოედნებზე დაბინძურების დონე საშუალოდ მაღალ მაჩვენებელამდე მერყეობს, განსაკუთრებით თუთიის, ქრომისა და ტყვიის შემთხვევაში, რაც ადგილობრივი ნიადაგის ხარისხის მონიტორინგისა და რეკრეაციულ ზონებში დამცავი პოლიტიკის გატარების აუცილებლობაზე მიანიშნებს. ამასთანავე, მნიშვნელოვანია, მხედველობაში იქნას მიღებული მე-4 თავში აღწერილი POPs-ებით დაბინძურება, რომელიც, თავის მხრივ, როგორც ჩანს, ყურადსაღებ დონეს აღწევს.

6.1.2. მძიმე ლითონები მტვრის ნიმუშებში

ამ ქვეთავში წარმოდგენილია შერჩეული მძიმე ლითონების კონცენტრაციები რუსთავის სხვადასხვა ადგილიდან აღებულ მტვრის ნიმუშებში და შედარებულია სოფელ უდაბნოს შესადარებელი ობიექტიდან აღებულ ნიმუშებთან (ცხრილი 6.5).

მტვრის ექვსი ნიმუშის (ხუთი რუსთავიდან და ერთი სოფელ უდაბნოს შესადარებელი ობიექტიდან) ანალიზმა აჩვენა მძიმე მეტალების მნიშვნელოვნად მომატებული კონცენტრაცია რამდენიმე ურბანულ ნიმუშში, განსაკუთრებით, GE-RD-1-სა და GE-RD-3-ში.

- » ვერცხლისწყალი (Hg): ყველაზე მაღალი მაჩვენებელი (0.093 მგ/კგ) დაფიქსირდა GE-RD-1-ში და იგი 4.5-ჯერ აღემატება შესადარებელი ობიექტის მონაცემს (0.02 მგ/კგ). რუსთავიდან აღებული სხვა ნიმუშების

ცხრილი 6.5: მძიმე ლითონების კონცენტრაცია მტვრის ნიმუშებში (მგ/კგ).

ელემენტი	GE-RD-1	GE-RD-2	GE-RD-3	GE-RD-4	GE-RD-5	GE-UD-1 (ref.)
ვერცხლისწყალი	0.093	0.023	0.021	0.005	0.017	0.020
ტყვია	344	31	74.6	26.7	24.4	14.2
კადმიუმი	6.875	1.047	1.77	0.325	0.617	0.262
სპილენძი	300	72.4	170	64.9	93.6	38.5
ქრომი	163	152	1,360	696	310	42.9
თუთია	1,566	209.5	758	74.2	150.6	66.9
დარიშხანი	10.5	9.76	8.94	2.2	6.17	6.98

შედეგები ძირითადად შესადარებელ დონესთან ახლოს ან უფრო დაბალი იყო.

- » ტყვია (Pb): GE-RD-1 ამ შემთხვევაშიც გამოირჩევა 344 მგ/კგ მაჩვენებლით, რომელიც 24-ჯერ აღემატება შესადარებელ დონეს (14.2 მგ/კგ). GE-RD-3-შიც დაფიქსირდა მომატებული დონე (74.6 მგ/კგ), რაც სავარაუდო სამრეწველო ზემოქმედებაზე მიუთითებს.
- » კადმიუმი (Cd): ყველაზე დაბინძურებული ნიმუში იყო GE-RD-1 (6.875 მგ/კგ), რომელიც 26-ჯერ აღემატება შესადარებელ მნიშვნელობას (0.262 მგ/კგ). მომატებული დონეები დაფიქსირდა სხვა ნიმუშებშიც, განსაკუთრებით GE-RD-3-სა და GE-RD-2 -ში.
- » სპილენძი (Cu): მაღალი კონცენტრაციები დაფიქსირდა ქალაქის უმეტეს ადგილას, ხოლო GE-RD-1 (300 მგ/კგ) და GE-RD-3 (170 მგ/კგ) ყველაზე მაღალი მაჩვენებლით გამოირჩეოდა. რუსთავში აღებული ყველა ნიმუშის მაჩვენებელი აღემატებოდა შესადარებელ მნიშვნელობას (38.5 მგ/კგ), ზოგიერთ შემთხვევაში - 8-ჯერაც კი.
- » ქრომი (Cr): GE-RD-3-ში დაფიქსირდა უკიდურესად მაღალი მაჩვენებელი - 1360 მგ/კგ, რაც შესადარებელ მონაცემზე (42.9 მგ/კგ) 30-ჯერ მეტია. GE-

RD-4-სა და GE-RD-5-შიც კონცენტრაციის მნიშვნელოვნად მომატებული დონეები გამოვლინდა.

- » თუთია (Zn): დაბინძურების ყველაზე საყურადღებო მაჩვენებელი ისევ GE-RD-1-ის (1566 მგ/კგ) და GE-RD-3-ის (758 მგ/კგ) შემთხვევებში დაფიქსირდა, იმ ფონზე, როდესაც შესადარებელ ობიექტზე ელემენტის კონცენტრაცია შეადგენდა მხოლოდ 66.9 მგ/კგ-ს.
- » დარიშხანის (As) დონე რუსთავის მტვრის ნიმუშებში ზომიერად მაღალია შესადარებელ ობიექტთან (სოფელი უდაბნო, 6.98 მგ/კგ) შედარებით; ყველაზე მაღალი შემცველობა დაფიქსირდა GE-RD-1-ში (10.5 მგ/კგ). GE-RD-2 და GE-RD-3 ასევე აჭარბებს ფონს, რაც სამრეწველო დაბინძურების ზეგავლენაზე მიუთითებს.

რუსთავის მტვრის ნიმუშებში დაბინძურების დონეები მჭიდროდ უკავშირდება მიწის გამოყენებასა და სამრეწველო წყაროებთან სიახლოვეს, რაც სავსე გასვლების ოქმებითაც დადასტურდა. GE-RD-1-დან აღებულ ნიმუშში, რომელიც პირდაპირ სამრეწველო ტერიტორიაზე შეგროვდა, გამოვლინდა თითქმის ყველა შესწავლილი მძიმე ლითონის, ქრომის, თუთიის, ტყვიისა და კადმიუმის, ყველაზე მაღალი დონე. ეს გარემოება აშკარად მიუთითებს ამ ადგილას წარსული ან მიმდინარე სამრეწველო საქმიანობის პირდაპირი ზემოქმედების შედეგზე.

GE-RD-3-იდან აღებულ ნიმუშებში, რომელიც მდებარეობს წიდის ნაგავსაყრელთან და ქვა-ლორღის ყოფილ კარიერთან ახლოს, რომელიც ასევე ნაგავსაყრელად გამოიყენებოდა, ქრომის, თუთიის და სპილენძის უკიდურესად მაღალი დონეები გამოვლინდა, რაც მიუთითებს წიდის დამუშავებისა და მისი ხელახალი გამოყენების გამო არსებულ ისტორიულ დაბინძურებაზე. GE-RD-4 და GE-RD-5 შეგროვდა მეტალურგიული საწარმოების ან წიდის მასალის გამოყენებით აგებული გზების სიახლოვეს. ეს ნიმუშები მნიშვნელოვნად იყო დაბინძურებული, განსაკუთრებით კი მომატებული იყო ქრომისა და თუთიის მაჩვენებლები. GE-RD-2-ში, რომელიც საცხოვრებელ ზონაში, ცემენტის ქარხნის სიახლოვეს იყო აღებული, დაბინძურების ზომიერი დონე გამოვლინდა, რაც, სავარაუდოდ, ჰაერში არსებულ გამონაბოლქვსა და ურბანულ გარემოში გაფანტულ

სამრეწველო დაბინძურების წყაროებს უკავშირდება.

ზემოაღნიშნულისგან განსხვავებით, სოფელ უდაბნოში მდებარე შესადარებელი ობიექტიდან, GE-UD-1, აღებულ ნიმუშებში ყველა ის ლითონი, რომელიც კვლევაში შემოწმდა, ძალიან დაბალი კონცენტრაციით იყო წარმოდგენილი, რაც კიდევ უფრო განამტკიცებს მის საბაზისო მაჩვენებლად გამოყენების მიზანშეწონილობას. დამაბინძურებლების სივრცეში განაწილება და ველზე არსებული მდგომარეობა ნათლად ასახავს რამდენად ძლიერ გავლენას ახდენს რუსთავის გარემოზე სამრეწველო ობიექტები და მეტალურგიული ნარჩენების მეორადი გამოყენება.

შედარება ლიტერატურაში მოცემულ მონაცემებთან

ქუჩის მტვრის ნიმუშებში შესწავლილი მძიმე ლითონების კონცენტრაცია შედარდა მსოფლიოს სხვადასხვა ურბანულ და სამრეწველო რეგიონებში ჩატარებულ კვლევებში აღწერილ საშუალო მნიშვნელობებთან (Cai and Li, 2019; Denny et al., 2022; Jiang et al., 2018; Kianpor et al., 2019; Ordonez et al., 2003; Sun et al., 2017). იხილეთ ცხრილი 6.6.

მძიმე ლითონების კონცენტრაცია რუსთავის ქუჩის (საავტომობილო გზის) მტვერში, ზოგადად, იმ დიაპაზონშია, რაც სხვა სამრეწველო და ურბანულ ტერიტორიებზეა დაფიქსირებული. ვერცხლისწყლის (0.03 მგ/კგ) და კადმიუმის (2.1 მგ/კგ) მაჩვენებლები შედარებით დაბალია, განსაკუთრებით,

ცხრილი 6.6: შერჩეულ ურბანულ და სამრეწველო ადგილებში აღებულ ქუჩის მტვრის ნიმუშებში დაფიქსირებული მძიმე ლითონების საშუალო კონცენტრაცია (მგ/კგ), სხვადასხვა ლიტერატურული წყაროებისა და ამ კვლევაში დაფიქსირებული მონაცემების მიხედვით.

ავტორი (წელი)	Cai and Li (2019)	Denny et al. (2022)	Jiang et al. (2018)	Kianpor et al. (2019)	Sun et al. (2017)	Ordonez et al. (2003)	წინამდებარე კვლევა
ნიმუშის ტიპი და შედეგები	ქუჩის მტვერი, საშუალო	ქუჩის მტვერი პოსტ-სამრეწველო ქალაქში, საშუალო მაჩვენებელი	ქუჩის მტვერი, სამრეწველო ქალაქი (საშუალო, მინიმუმი, მაქსიმუმი)	სამრეწველო ზონა, ქუჩის მტვერი	ქუჩის მტვერი, საშუალო კონცენტრაცია	ქუჩის მტვერი, სამრეწველო ქალაქი, საშუალო კონცენტრაცია	ქუჩის მტვერი, სამრეწველო ქალაქი-საშუალო (მინიმუმი – მაქსიმუმი)
ქალაქი, ქვეყანა	შიძიაჭუანგი, ჩინეთი	მიჩიგანი, აშშ	ლანჯოუ, ჩინეთი	აჰვაზი, ირანი	ჭუჭოუ, ჩინეთი	ესპანეთი	რუსთავი, საქართველო
Hg	0.29	0.09	NA	NA	0.92	2.56	0.03 (0.005–0.093)
Pb	154.78	134	34.7 (8.42–61.0)	86	956	NA	100.1 (24.4–344)
Cd	1.86	1.09	0.812 (0.102–3.21)	0.3	41.4	22.3	2.1 (0.325–6.875)
Cu	91.06	91.6	77.4 (33.6–151)	50	139	NA	140.2 (64.9–300)
Cr	131.7	198	96.9 (18.8–135)	57	124.6	NA	536.2 (152–1360)
Zn	496.17	556	56.6 (41.5–109)	999	2,379	4,892	551.7 (74.2–1566)
As	NA	8.0	NA	6	87.8	NA	32.6 (2.2–10.5)

ისეთ ძლიერ დაბინძურებულ ადგილებთან შედარებით, როგორიცაა ჭუჭოუ (ჩინეთი) (Sun et al., 2017) და ესპანეთი (Ordonez et al., 2003). დარიშხანის (32.6 მგ/კგ) დონე საშუალო მაჩვენებელს შეესაბამება; ჭუჭოუსთან შედარებით, მისი კონცენტრაცია უფრო დაბალია, თუმცა აღემატება ირანისა და აშშ-ს შედეგებს (Denny et al., 2022; Kianpor et al., 2019).

ტყვიისა (100.1 მგ/კგ) და სპილენძის (140.2 მგ/კგ) კონცენტრაცია საშუალო დიაპაზონშია, რაც სამრეწველო დაბინძურების გარკვეულ გავლენაზე მიუთითებს. თუთიის (551.7 მგ/კგ) დონე მიახლოებულია აშშ-ს ქალაქ მიჩიგანში და ჩინეთის ქალაქ შიძიაჭუანგიში დაფიქსირებულ მაჩვენებლებთან (Cai and Li, 2019; Denny et al., 2022), თუმცა მნიშვნელოვნად ჩამორჩება ჭუჭოუსა (ჩინეთი) და ესპანეთში გამოვლენილ პიკურ შედეგებს.

განსაკუთრებით აღსანიშნავია ქრომის საშუალო მაჩვენებელი (536.2 მგ/კგ), რადგან ის მნიშვნელოვნად აღემატებოდა ყველა სხვა განხილული ქალაქის მონაცემებს. ეს მიუთითებს ქრომით დაბინძურების ძლიერ ადგილობრივ წყაროზე, რომელიც, სავარაუდოდ, სამრეწველო საქმიანობასთანაა დაკავშირებული.

საერთო ჯამში, მონაცემები მიუთითებს ზომიერ დაბინძურებაზე. ქრომი წარმოადგენს ყველაზე მნიშვნელოვან საფრთხეს, ეკოლოგიური და ჯანმრთელობის რისკების თვალსაზრისით. ყურადღასაღებია ტყვიის შემცველობის დონეც. მართალია, მისი კონცენტრაცია არ აღემატება გლობალურად, სხვა ქალაქებში გამოვლენილ მაჩვენებელს, თუმცა, გასათვალისწინებელია, რომ ტყვია ფართოდ გავრცელებული მომწამვლელი ელემენტია და, შესაბამისად, მუდმივ ყურადღებასა და კონტროლის ზომების მიღებას საჭიროებს.

6.2. დასკვნა

რუსთავის გარემოს ობიექტებიდან აღებული ნიმუშების ანალიზმა აჩვენა მძიმე ლითონებით დაბინძურების საშუალო და მაღალი დონის მაჩვენებლები, განსაკუთრებით იმ ტერიტორიებზე, რომლებიც სამრეწველო ობიექტების სიახლოვეს მდებარეობს. საბავშვო მოედნების ნიადაგში დაფიქსირდა თუთიის, სპილენძის, ტყვიის, კადმიუმისა და

ქრომის მაღალი კონცენტრაცია. აქედან, GE-RPG-2, GE-RPG-3 და GE-RPG-4 გამოირჩევა ყველაზე მაღალი მაჩვენებლებით.

მიუხედავად იმისა, რომ უმეტესი ელემენტების კონცენტრაციები ჩეხეთის საბავშვო მოედნების ქვიშისთვის დადგენილ ჰიგიენურ ნორმებს არ აღემატებოდა, კადმიუმისა და თუთიის შემცველობამ გადააჭარბა შესაბამის ზღვრულ მაჩვენებლებს, რაც ნიადაგთან უშუალო კონტაქტის შედეგად ჯანმრთელობისთვის პოტენციური რისკების არსებობაზე მიუთითებს.

ყაზახეთში, სამხრეთ კორეაში, ჩინეთსა და სხვა ქვეყნებში არსებულ მსგავს ადგილებთან შედარებით, რუსთავის სათამაშო მოედნებზე ტყვიისა და სპილენძის კონცენტრაცია შედარებით დაბალი იყო, თუმცა, ქრომისა და თუთიის დონე - მაღალი, რაც ადგილობრივი დამაბინძურებლების მკაფიო სურათზე მიანიშნებს. ეს, სავარაუდოდ, ახლომდებარე ფეროშენადნობთა და ცემენტის მწარმოებელი ქარხნებითაა განპირობებული. ვერცხლისწყლისა და დარიშხანის დონეები, ზოგადად, დაბალიდან ზომიერამდე მერყეობდა.

სამრეწველო ზონების მიმდებარედ აღებული ქუჩის მტვრის ნიმუშებში მუდმივად ფიქსირდებოდა მძიმე ლითონების მაღალი კონცენტრაცია. ყველაზე დაბინძურებულ ადგილებში, GE-RD-1 (რომელიც უშუალოდ სამრეწველო ზონაში მდებარეობს) და GE-RD-3 (წილის ნარჩენებთან მიმდებარედ), ქრომის (1360 მგ/კგ-მდე), თუთიის (1566 მგ/კგ-მდე) და ტყვიის (344 მგ/კგ-მდე) უკიდურესად მაღალი დონე გამოვლინდა. ჩინეთიდან, ირანიდან, ესპანეთიდან და აშშ-დან მიღებულ საერთაშორისო მონაცემებთან შედარებისას, რუსთავის მტვრის ნიმუშებში რამდენიმე ლითონის კონცენტრაცია იგივე რაოდენობის ან უფრო მაღალი აღმოჩნდა. განსაკუთრებით გამოირჩეოდა ქრომი, ყველაზე გავრცელებული დამაბინძურებელი, რომელმაც განხილულ კვლევებში დაფიქსირებულ ყველა მაჩვენებელს გადააჭარბა.

საერთო ჯამში, კვლევის შედეგები ადასტურებს, რომ სამრეწველო გამონაბოლქვი მნიშვნელოვნად აბინძურებს რუსთავის გარემოს, განსაკუთრებით კი, სარეკრეაციო ზონებსა და ქალაქის მტვერს. მიუხედავად იმისა, რომ ნიმუშებში დაფიქსირებული ყველა

მაჩვენებელი არ აღემატება ჯანმრთელობისთვის უსაფრთხო ნორმებს, დამბინძურებლების ერთობლივი ზემოქმედების რისკი, განსაკუთრებით ბავშვებისთვის, საჭიროებს შემდგომ მონიტორინგს, რისკების შესახებ კომუნიკაციისა და ზემოქმედების შემცირების ღონისძიებების

განხორციელებას. ამ ნაბიჯების შემუშავებისას, განსაკუთრებული ყურადღება უნდა დაეთმოს ტყვიასა და ქრომს, ადამიანის ჯანმრთელობაზე მათი გრძელვადიანი უარყოფითი გავლენიდან გამომდინარე.

7. კვებითი რაციონის შეფასება

კვლევის ეს ნაწილი მიზნად არ ისახავს რუსთავისა და სოფელ თაზაქენდში მცხოვრები მოსახლეობის კვებითი რაციონის სრულყოფილ შეფასებას. თუმცა, შეგვიძლია ნაწილობრივ მაინც შევაფასოთ რაციონში ორი ადგილობრივი პროდუქტის, ბუნებრივ გარემოში გამოზრდილი/მოშენებული ქათმის კვერცხისა და ადგილობრივი თევზის, წვლილი. საამისოდ ვყერდნობით FAO-ს (HelgiLibrary 2025a; HelgiLibrary 2025b) მონაცემებს, იმის შესახებ, თუ რა პროცენტული წილი უკავია კვერცხსა და თევზს საქართველოს საშუალო სამომხმარებლო კალათაში. ჩვენი გამოთვლები ასევე ეფუძნება საქართველოში ზრდასრული ადამიანის სხეულის საშუალო წონას, რომელიც მამაკაცებში 84.4 კგ-ს, ხოლო ქალებში 73.6 კგ-ს შეადგენს (Wikipedia 2016).

ჩვენი გამოთვლებისთვის ვიყენებთ POPs-ების მონაცემებს, რომლებიც მიღებულ იქნა ბუნებრივ გარემოში მოშენებული/გამოზრდილი ქათმის კვერცხისა და თევზის ანალიზის შედეგად, როგორც ეს წინა თავებშია (მე-4 და მე-5) წარმოდგენილი. პროექტის ფინანსური შეზღუდვების გამო, ჩვენ ვერ შევაფასებთ კვებითი რაციონის ზემოქმედებას ყველა შესწავლილი POPs-ის მიმართ. მაგალითად, PCDD/Fs-ები და dl-PCBs გაანალიზებული

იყო მხოლოდ კვერცხში და არა თევზში. შესაბამისად, შეფასება შემოიფარგლება DDT-ით და PCBs-ებით როგორც თევზში, ისე კვერცხში, ხოლო, PCDD/Fs-ებით/dl-PCBs-ით - კვერცხში. შედეგები შეჯამებულია ცხრილებში 8.1 და 8.2 (დანართი 3). ასევე მოცემულია შედარება დასაშვებ დღიურ ნორმასთან (TDI) ან რეფერენტულ დოზასთან (RfD), იმ შემთხვევაში თუისინი დადგენილია PCDD/Fs-ებისთვის/dl-PCBs-ისთვის, DDT-ისა და მისი მეტაბოლიტებისთვის (ΣDDT) ან ndl-PCBs-ისთვის.

2018 წელს ევროპის სურსათის უვნებლობის სააგენტომ (EFSA) დაადგინა ახალი TDI PCDD/Fs/dl-PCBs-ისთვის - 0.25 პგ WHO-TEQ/კგ სხეულის წონა/დღეში (EFSA CONTAM 2018). ეს მაჩვენებელი ძირითადად გამოიყენება ევროკავშირის ქვეყნებში. თუმცა, არსებობს TDI-ის კიდევ ერთი მნიშვნელობა, რომელიც WHO-ის მიერ 2005 წელს იქნა შემოთავაზებული და შეადგენს 2 პგ WHO-TEQ/კგ სხეულის წონა/დღეში.

ΣDDT-სთვის სავარაუდოდ დადგენილი TDI არის 0.01 მგ/კგ სხეულის წონაზე, რაც დაფუძნებულია სასმელი წყლისთვის WHO-ის მიერ შემოთავაზებულ სახელმძღვანელო პრინციპებზე (ATSDR 2022; WHO 2017).

რაც შეეხება აშშ-ის EPAს, მიერ მიერ დადგენილ RfD-ს, იგი წარმოადგენს 500 ნგ/კგ სხეულის წონაზე. TDI და რეფერენტული დოზა ჯერჯერობით არაა დადგენილი ndl-PCBs-სთვის

7.1. ბუნებრივ გარემოში გაზრდილი ქათმის კვერცხში არსებული PCDD/Fs-ით, dl-PCBs-ით, PCBs-ით და DDT-ით ზემოქმედება კვებითი გზით

რუსთავიდან და სოფელ თაბაქენდიდან აღებული ადგილობრივი, ბუნებრივ გარემოში მოშენებული/გამოზრდილი ქათმების კვერცხის ანალიზმა გამოავლინა POPs-ების, განსაკუთრებით კი PCDD/Fs-ების, dl-PCBs-ების, PCBs-ებისა და DDT-ის მნიშვნელოვნად მომატებული დონე. ამგვარ კვერცხში PCDD/Fs-ებისა და dl-PCBs-ების კონცენტრაციები მერყეობდა 0.73-დან 2.37 პგ WHO-TEQ/გ-მდე (ნედლ წონაში), მაშინ როდესაც სუპერმარკეტში შეძენილი კომერციულად წარმოებული კვერცხი (ნიმუში GE-R-EGG-SUP) მხოლოდ 0.02 პგ WHO-TEQ/გ-ს შეიცავდა.

შედეგად, მოზარდი მომხმარებლებისთვის, რომლებიც დღეში მხოლოდ ერთ ადგილობრივ, ბუნებრივ გარემოში მოშენებული ქათმის კვერცხს მიირთმევენ, დამბინძურებლების ყოველდღიური სავარაუდო მიღება აჭარბებდა როგორც ევროპის სურსათის უვნებლობის სააგენტოს (EFSA CONTAM 2018), ასევე ჯანდაცვის მსოფლიო ორგანიზაციის (WHO 2019) მიერ რეკომენდებულ TDI დონეებს. მაგალითად, ქალებში (73.6 კგ წონით), EFSA-ს მიერ დადგენილი TDI 80-დან 373%-მდე იყო გადაჭარბებული, რაც კონკრეტული ნიმუშის დაბინძურების დონეზე იყო დამოკიდებული. მაშინ როდესაც, სუპერმარკეტის კვერცხისთვის ეს მაჩვენებელი მხოლოდ 3.1%-ს შეადგენდა. WHO-ს ნაკლებად მკაცრი TDI-ის მიხედვით, ბუნებრივ გარემოში მოშენებული ქათმის კვერცხის უმეტესი ნიმუში მაინც ამ ზღვრის 14-47%-ს შეადგენდა, ხოლო სუპერმარკეტის კვერცხი მხოლოდ 0.4%-ს.

გარდა ამისა, გამოთვლებით დადგინდა, რომ ბუნებრივ გარემოში მოშენებული ქათმის კვერცხის უმცირესი ნაწილის (დღეში სულ რაღაც 0.12–0.4 კვერცხი) მოხმარებაც კი შესაძლოა საკმარისი აღმოჩნდეს WHO-ს მიერ დადგენილი TDI-ის, 14.5 პგ WHO-TEQ/დღეში, გადასაჭარბებლად. ამის სპირისპიროდ, იმავე დონის ზემოქმედებისთვის საჭიროა

სუპერმარკეტის 14-ზე მეტი კვერცხის მოხმარება. ეს მიგნებები ხაზს უსვამს იმ ადამიანებისთვის არსებულ მნიშვნელოვან რისკს, რომლებიც რეგულარულად მოიხმარენ ამ ტერიტორიაზე ბუნებრივ გარემოში მოშენებული/გამოზრდილი ქათმის კვერცხს.

ამასთან, ინდიკატორი PCBs-ები (Σ6 PCB) ასევე მომატებული კონცენტრაციით აღმოჩნდა ბუნებრივ გარემოში მოშენებული/გამოზრდილი ქათმის კვერცხში - მაჩვენებელმა 11.6 ნგ/გ-ს (GE-R-EGG-4) მიაღწია. სუპერმარკეტის კვერცხში ეს მაჩვენებელი კი მხოლოდ 0.47 ნგ/გ იყო. დამბინძურებლების ყოველდღიური მიღების სავარაუდო გამოთვლებით, მამაკაცებსა და ქალებში, ადგილობრივი კვერცხის მოხმარებით გამოწვეული PCBs-ების ზემოქმედება შესაძლოა კომერციულ კვერცხთან შედარებით დაახლოებით 25-ჯერ მაღალი იყოს. ამ შედეგების შედარება TDI ან RfD დონეებთან ამ ეტაპზე შეუძლებელია, რადგან ასეთი ნორმები ინდიკატორი PCB-სთვის დადგენილი არ არის.

ანალოგიურად, ბუნებრივ გარემოში მოშენებული/გამოზრდილი ქათმის კვერცხში DDT-ის კონცენტრაცია მერყეობდა 1.6-დან 774 ნგ/გ-მდე (ნედლი წონაში). გამონაკლისს წარმოადგენდა ნიმუში GE-R-EGG-4, რომელშიც კონცენტრაციის მაღალი მაჩვენებელი დაფიქსირდა. დამბინძურებლების დღიური მიღების სავარაუდო მაჩვენებლების მიხედვით, DDT-ის სავარაუდო TDI-ის და აშშ-ის EPA-ს RfD-ის გადაჭარბება არცერთ შემთხვევაში არ დაფიქსირებულა. თუმცა, GE-R-EGG-4, GE-R-EGG-5 და GE-R-EGG-6 ნიმუშების შემთხვევაში, დამბინძურებლების დღიური მიღების სავარაუდო მაჩვენებელმა აშშ-ის RfD-ის 61%-ს მიაღწია, რაც იმაზე მიუთითებს, რომ ამ ტერიტორიაზე მოშენებული ქათმის კვერცხის გრძელვადიანმა მოხმარებამ, შესაძლოა, არც თუ ისე უმნიშვნელო რისკი შექმნას.

7.2. ადგილობრივი თევზის მოხმარების შედეგად PCBs-ებით და DDT-ით დაბინძურება კვებითი გზით

მიუხედავად იმისა, რომ მდინარე მტკვრის თევზის ნიმუშებში PCDD/Fs-ისა და dl-PCBs-ის ანალიზი არ მომხდარა, სხვა მდგრადი ორგანული დამბინძურებლების (POPs), მაგალითად ინდიკატორი PCBs-ებისა (Σ6 PCB) და DDT-ის არსებობა, ადგილობრივი თევზის მოხმარებასთან

დაკავშირებულ მნიშვნელოვან დაბინძურების რისკზე მიუთითებს. Σ6 PCB-ის კონცენტრაცია მერყეობდა 2.6-დან 18 ნგ/გ-მდე (ნედლ წონაში), ხოლო ყველაზე მაღალი დონეები დაფიქსირდა GE-RF-2 და GE-RF-7 ნიმუშებში (შესაბამისად 17.96 და 15.43 ნგ/გ). ეს მაჩვენებლები დაახლოებულია ან მაღალია იმავე ტერიტორიაზე ბუნებრივ გარემოში გამოზრდილი/მოშენებული ქათმის კვერცხში გამოვლენილ შედეგებთან.

სხეულის წონის თითო კილოგრამზე PCBs-ების დღიური მიღების სავარაუდო მაჩვენებლები მიუთითებს, რომ თევზის მოხმარება მნიშვნელოვნად უწყობს ხელს PCB-ებით დაბინძურებას, განსაკუთრებით კი ქალებში. მაგალითად, ქალი მომხმარებლებისთვის (73.6 კგ სხეულის წონა), PCBs-ის მიღება 1.26-დან 7.08 ნგ/კგ-მდე (სხეულის წონა) მერყეობდა, თევზის კონკრეტული ნიმუშის დაბინძურების დონის მიხედვით, ხოლო თორმეტი ნიმუშიდან ექვსი 3 ნგ/კგ-ს აჭარბებდა. ამ დონის ზემოქმედება შემაშფოთებელია PCBs-ების კუმულაციური ზეგავლენისა და მათი ბიოაკუმულაციური ბუნების გათვალისწინებით.

თევზის ნიმუშებში DDT-ის დონეებიც მნიშვნელოვნად მერყეობდა, კერძოდ, 12.8-დან 85.6 ნგ/გ-მდე (ნედლ წონაში). ყველაზე მაღალი კონცენტრაცია ისევ GE-RF-2 ნიმუშში დაფიქსირდა. DDT-ის მიღების მაჩვენებელი ქალებისთვის შეადგენდა 5.1-33.7 ნგ/კგ-ს (სხეულის წონა), ხოლო მამაკაცებისთვის - 4.4-29.4 ნგ/კგ-ს. შესადარებელ ტოქსიკოლოგიურ მნიშვნელობებთან მიმართებით, ეს ზემოქმედება შეადგენს დროებითი TDI-ის 0.34%-ს და აშშ-ის EPA-ს RfD-ის 6.75%-ს. მიუხედავად იმისა, რომ ეს მაჩვენებლები დადგენილ ზღვარს არ აჭარბებს, მიღებული შედეგები ცხადყოფს, რომ DDT-ის მნიშვნელოვანი რაოდენობა ადამიანის ორგანიზმში მხოლოდ ერთი საკვები ჯგუფიდან ხვდება.

7.3. DDT-ითა და PCB-ებით კვებითი გზით დაბინძურება სხვა კვლევებთან შედარებით

მიუხედავად იმისა, რომ თევზში ΣDDT-ის დონეები უფრო მაღალი იყო (13–86 ნგ/გ ნედლ წონაზე), ვიდრე ბანგლადეშში ჩატარებულ კვლევაში (3–16 ნგ/გ ნედლ წონაზე) (Haque et al. 2017), საქართველოში მომხმარებლები უფრო ნაკლებ თევზს მიირთმევენ და მათი სხეულის საშუალო წონა უფრო

მაღალია. ამის მიუხედავად, თევზის მოხმარებით გამოწვეული DDT-ითი დაბინძურება რუსთავეს დაახლოებით ორჯერ მეტი იყო. ნახსენებ კვლევაში კი, მკვლევრებმა რეპროდუქციული ასაკის ქალებში DDT-ის მიღების შემცირებაზე გასცეს რეკომენდაცია ნაყოფზე ზემოქმედების რისკების გამო (Haque et al. 2017).

რუსთავეს თევზით გამოწვეული PCB-ის ზემოქმედება 2-3-ჯერ უფრო მაღალი იყო, ვიდრე ბანგლადეშის კვლევაში (Haque et al. 2017). მტკვრის თევზში Σ6 PCB-ის საშუალო კონცენტრაცია (8.3 ნგ/გ ნედლ წონაზე) ემთხვევა ევროპის ქვეყნებში 1990-იანი წლების ბოლოს და 2000-იანი წლების დასაწყისში გამოვლენილ დონეებს (Fattore et al. 2008).

ამის საპირისპიროდ, რუსთავეს ბუნებრივ გარემოში მოშენებული ქათმის კვერცხში Σ6 PCB-ის საშუალო დაბინძურება (46.9 ნგ/გ ცხიმზე) გაცილებით მაღალი იყო, ვიდრე ევროპულ კვლევაში (6.6 ნგ/გ ცხიმზე). ეს, სავარაუდოდ, განპირობებულია რუსთავეს სამრეწველო გარემოთი და იმით, რომ რუსთავეს კვლევა მოიცავდა უმეტესად ბუნებრივ გარემოში მოშენებულ ქათმის კვერცხს, ევროპაში ჩატარებული კვლევა კი - კომერციულს.

7.4. დასკვნები

რუსთავეს კვერცხებსა და თევზში აღმოჩენილი ndl-PCB-ების მონაცემები მიუთითებს სურსათის სერიოზულ ადგილობრივ დაბინძურებაზე, რაც, სავარაუდოდ, დაკავშირებულია სამრეწველო საქმიანობასთან, მათ შორის ლითონის გადამუშავებასთან. PCB-ები ხშირად გვხვდება ლითონის ნარჩენებში (ჯართში) და ძველ მოწყობილობებში, როგორიცაა ტრანსფორმატორები.

რუსთავეს კვერცხის ნიმუშები მიუთითებს განსაკუთრებით მაღალი დაბინძურებაზე. ბანგლადეშშიც კი, სადაც DDT-ის მიღება შედარებით დაბალია, მკვლევარები რეკომენდაციას უწევდნენ რეპროდუქციული ასაკის ქალებში მისი ზემოქმედების შემცირებას.

ბაზარზე გაყიდვად კვერცხთან შედარებით, რუსთავეს ბუნებრივ გარემოში მოშენებული ქათმების კვერცხის შემთხვევაში, მრავალ POP-თან მიმართებით კვებითი გზით ზემოქმედების რისკი მნიშვნელოვნად უფრო

მაღალია. მიუხედავად იმისა, რომ ცალკე აღებული დამაბინძურებლის შემთხვევაში სამართლებრივი ზღვარი შესაძლოა, არ იყოს გადაჭარბებული, რამდენიმე POP-ის ერთობლიობა და ხანგრძლივი ზემოქმედება, განსაკუთრებით ისეთ მოწყვლად ჯგუფებში, როგორიცაა ბავშვები და ორსული ქალები, საზოგადოებრივი ჯანმრთელობის სერიოზულ გამოწვევას წარმოადგენს.

ანალოგიურად, მტკვრის თევზის ზომიერი მოხმარებაც კი მნიშვნელოვნად ზრდის PCB-ითა და DDT-ით ორგანიზმზე ზემოქმედებას. ადგილობრივი კვერცხის და გარემოს წყაროებიდან პარალელური ზემოქმედების გათვალისწინებით, რუსთავის იმ მცხოვრებლების შემთხვევაში, რომლებიც ადგილობრივ სურსათს მოიხმარენ, კუმულაციური რისკის უგულებელყოფა დაუშვებელია.

8. დასკვნები და რეკომენდაციები

8.1. დასკვნები

ეს კვლევა წარმოადგენს რუსთავის სამრეწველო ზონისა და მის მიმდებარე ტერიტორიებზე POP-ებითა და მძიმე ლითონებით დაბინძურების პირველ ყოვლისმომცველ შეფასებას გარემოსა და სურსათის სხვადასხვა მატრიცაში. მიღებული მონაცემები აჩვენებს გარემოსდაცვით და საზოგადოებრივი ჯანდაცვის სერიოზულ პრობლემებს, რომლებიც გამოწვეულია როგორც წარსული, ისე მიმდინარე დაბინძურებით, უფრო ზუსტად კი, სამრეწველო საქმიანობით და სახიფათო ნარჩენების არასათანადო მართვით.

ძირითადი დასკვნები:

ცხოველური წარმოშობის სურსათის ფართომასშტაბიანი

დაბინძურება: ბუნებრივ გარემოში მოშენებული ქათმის კვერცხები და მდინარე მტკვარში დაჭერილი თევზი შეიცავს მნიშვნელოვანი რაოდენობით მემკვიდრეობით POP-ებს, განსაკუთრებით PCBs-სა და DDT-ს.

რამდენიმე კვერცხის ნიმუშში PCDD/F-ებისა და dl-PCB-ების კონცენტრაცია აღემატებოდა EFSA-ს მიერ რეკომენდებულ დღიურად მისაღებ ნორმას, ხოლო ერთ შემთხვევაში, ერთი კვერცხიც კი შეიცავდა დოზას, რომელიც უახლოვდებოდა აშშ-ში EPA-ს მიერ DDT-ისთვის დადგენილ ნორმას.

გარემოსდაცვითი დაბინძურების იდენტიფიცირებული კერები:

საბავშვო მოედნებისა და სხვა საზოგადოებრივი სივრცეების ნიადაგის ნიმუშებში გამოვლენდა DDT-ის, PCB-ებისა და სხვა დამაბინძურებლების სახიფათოდ მაღალი შემცველობა, რომელიც, ზოგიერთ შემთხვევაში, შესადარებელ მაჩვენებელს ასობით და ათასობით აჭარბებს. დაბინძურებული ტერიტორიები მდებარეობს საცხოვრებელ უბნებთან ძალიან ახლოს, რაც ბავშვებისთვის და, ზოგადად, მოსახლეობისთვის პირდაპირ საფრთხეს ქმნის.

მტკიცებულება DDT-ის ახლო წარსულში ან ჯერ ჯიდევ მიმდინარე გამოყენების შესახებ: ნიადაგის და ბიოლოგიურ ნიმუშებში p,p'-DDT/p,p'-DDE შეფარდების მაღალი მაჩვენებელი მიუთითებს, რომ DDT-ის უკანონო

ან უკონტროლო გამოყენება რუსთავის ტერიტორიაზე შესაძლოა კვლავ მიმდინარეობდეს.

რუსთავში სამრეწველო დაბინძურების მემკვიდრეობითი და მოქმედი წყაროები გარემოს მრავალ კომპონენტზე ახდენს ზემოქმედებას:

სხვადასხვა სამრეწველო ქიმიკატის, მათ შორის, მძიმე ლითონების (მაგალითად, ვერცხლისწყალი, ტყვია, კადმიუმი, თუთია და ქრომი), HCB, PCB და PCDD/F არსებობა ნიადაგში, კვერცხში და თევზში, ადასტურებს, რომ რუსთავის სამრეწველო მემკვიდრეობა და მიმდინარე საქმიანობა კვლავ ახდენს გავლენას გარემოსა და კვებით ჯაჭვზე.

გარემოს დაბინძურება ვადაგასული სამომხმარებლო

პროდუქტების არასწორი გამოყენების შედეგად: ზოგიერთ შემთხვევაში, ბუნებრივ გარემოში მოშენებული ქათმის კვერცხის დაბინძურება ორგანული დამაბინძურებლებით (POPs) დაკავშირებული იყო მეფრინველეობის ფერმებში ძველი სამომხმარებლო პროდუქტების (მაგალითად, ძველი ლეიბის) არასათანადო გამოყენებასთან. ზოგიერთი ნაერთის (მათ შორის, PBDE-ების და HBCD-ის) შემთხვევაში, გამოვლინდა მსოფლიოში ერთ-ერთი ყველაზე მაღალი მაჩვენებელი, რაც მიუთითებს იმაზე, რომ ასეთ ლოკალურ წყაროებს შეუძლიათ მნიშვნელოვანი წვლილი შეიტანონ საკვები ჯაჭვის დაბინძურებაში, თუნდაც მცირე, საოჯახო მეურნეობებში.

კვებითი ზემოქმედება წარმოადგენს კუმულაციურ რისკს:

მართალია, საკვებში ცალკეული ორგანული დამაბინძურებლების (POPs) და მძიმე ლითონების (განსაკუთრებით, ვერცხლისწყლის) კონცენტრაცია ნორმირებულ ზღვარს არ აღემატება, თუმცა, მრავალი დამაბინძურებლის კუმულაციური კვებითი ზემოქმედება, განსაკუთრებით, ისეთი მოწყვლადი ჯგუფებისთვის, როგორიცაა ბავშვები ან ორსული ქალები, სერიოზულ გრძელვადიან რისკს წარმოადგენს ჯანმრთელობისთვის.

8.2. რეკომენდაციები

დაბინძურების წყაროს მოკვლევა და კონტროლი:

- » აკრძალული POP-ების (განსაკუთრებით DDT-ის) უკანონო გამოყენების ან გაქონვის იდენტიფიცირება და აღმოფხვრა.

- » წარსული ნარჩენების კერების და დაბინძურებული ტერიტორიების იდენტიფიცირება და დაბინძურების აღმოფხვრა, განსაკუთრებით საცხოვრებელ უბნებთან და საზოგადოებრივ სივრცეებთან ახლოს.

სურსათის უვნებლობა და საზოგადოებრივი ჯანდაცვა:

- » მდინარე მტკვრის თევზის მოხმარებაზე ოფიციალური რეკომენდაციების გამოცემა და საზოგადოების ინფორმირებულობის ხელშეწყობა რუსთავში ბუნებრივ გარემოში მოშენებული ქათმის კვერცხის მოხმარებასთან დაკავშირებული რისკების შესახებ.
- » დაბინძურებულ ზონებში ცხოველური წარმოშობის სურსათის, მათ შორის, ბუნებრივ გარემოში მოშენებული ქათმის კვერცხისა და ხორცის წარმოების რეგულირებისა და მონიტორინგის გაუმჯობესება.

გარემოს მონიტორინგი და კვლევა:

- » გარემოს და ბიოლოგიურ მატრიცებში POPs-ებისა და მძიმე ლითონების რეგულარული ბიომონიტორინგის პროგრამების დანერგვა.
- » ანალიზის სპექტრის გაფართოება, რათა მოიცვას PCDD/Fs-ები და dl-PCBs-ები თევზში და მოხდეს დამატებითი დამაბინძურებლების (მაგ., PFAS) მონიტორინგი.

პოლიტიკის და ინსტიტუციური ნაბიჯები:

- » სტოკჰოლმის კონვენციისა და ევროკავშირის შესაბამისი გარემოსდაცვითი და სურსათის უვნებლობის რეგულაციების აღსრულების გაძლიერება.
- » ადგილობრივი და ეროვნული ხელისუფლების მხარდაჭერა სახიფათო ნარჩენების მართვის, გარემოს მონიტორინგისა და სამართალდარღვევების აღსრულების მიმართულებით შესაძლებლობების გაძლიერებაში.

საზოგადოების ჩართულობა და საერთაშორისო თანამშრომლობა:

- » გარემოსდაცვითი რისკების შესახებ სათანადო კომუნიკაციის სტრატეგიის შემუშავება სამრეწველო ზონებისა და დაბინძურებული

ტერიტორიების მნიშვნელოვანი ზეგავლენის ქვეშ მცხოვრები თემებისთვის;

- » ადგილობრივი თემების ჩართვა მონაწილეობით მონიტორინგში, მათ შორის სამოქალაქო სამეცნიერო პროექტებში, ასევე გადაწყვეტილების მიღების პროცესში გარემოსდაცვით ნებართვებთან, გარემოზე ზემოქმედების შეფასებასთან (EIA) და სხვა ნებართვებთან დაკავშირებით, რომლებიც გაიცემა როგორც არსებულ, ისე დაბინძურების ახალ წყაროებზე.
- » ტექნიკური და ფინანსური მხარდაჭერის მოძიება საერთაშორისო მექანიზმების, მათ შორის გაეროს განვითარების პროგრამის/

გლობალური გარემოსდაცვითი ფონდის (UNDP/GEF) და ევროკავშირის მიერ დაფინანსებული ინიციატივების მეშვეობით, დაბინძურების ზონების რეკულტივაციისა და შესაბამისი უწყებების შესაძლებლობების გაძლიერების უზრუნველსაყოფად.

ამ კვლევის შედეგები უნდა გახდეს საფუძველი როგორც მყისიერი ნაბიჯებისთვის გარემოსდაცვითი და ჯანდაცვის დაცვის მიმართულებით, ისე დაბინძურების მართვის გრძელვადიანი დაგეგმვისთვის საქართველოში.

9. დანართები

9.1. დანართი 1: კვლევის ფარგლებში შესწავლილი მავნე ნივთიერებების მოკლე აღწერა

9.1.1. მძიმე ლითონები

მომწამვლელი ლითონები: მაღალი მომწამვლელობის გამო, დარიშხანი, კადმიუმი, ქრომი, ტყვია და ვერცხლისწყალი საზოგადოებრივი ჯანდაცვის თვალსაზრისით პრიორიტეტულ ლითონებს შორისაა. ეს ლითონური ელემენტები სისტემურ ტოქსიკანტებად ითვლება, რომლებიც, დაბალი დონის ზემოქმედების დროსაც კი, მრავალი ორგანოს დაზიანებას იწვევს, (Tchounwou et al. 2012).

დარიშხანი (As), რომელიც ბუნებრივად, მოპოვებით, მეტალურგიით და ქვანახშირის წვით წარმოიქმნება (Bencko 1984; Bhattacharya et al. 2007; Rasheed et al. 2016), შესუნთქვის შემთხვევაში მწვავე რისკებს წარმოქმნის (კუჭ-ნაწლავისა და ნერვული სისტემის დაზიანება) (Rahman et al. 2011; Rodriguez et al. 2003). ქრონიკული ზემოქმედება იწვევს კანის გაღიზიანებას, ნევროლოგიურ პრობლემებს (Chen et al. 2013; Tsai et al. 2003; Tseng et al. 2003). IARC-ი დარიშხანს და დარიშხანის ტრიოქსიდს

ადამიანის კანცეროგენად მიიჩნევს, რომელიც მჭიდრო კავშირშია ფილტვისა და შარდის ბუშტის კიბოსთან; სხვა სახის კიბოს მტკიცებულება ნაწილობრივია (IARC 2012). არაკანცეროგენული რისკები უკავშირდება ნაყოფის განვითარებას, ბავშვთა ნეიროგანვითარებას, ნერვულ სისტემაზე ზემოქმედებას და გულ-სისხლძარღვთა დაავადებებს (EFSA CONTAM 2009).

კადმიუმი (Cd), ძლიერი მომწამვლელი ელემენტი, რომელიც ბუნებრივად გვხვდება ნიადაგში, ფართოდაა გავრცელებული გარემოში ადამიანის საქმიანობის გამო (Genchi et al. 2020; Kuehner et al. 2019; Musilova et al. 2017). ადამიანზე მისი ზემოქმედების ძირითადი გზაა დაბინძურებული საკვებისა (Hellstrom et al. 2007; Hosseini et al. 2013; Perez and Anderson 2009) და წყლის (Genchi et al. 2020) მიღება. ხანგრძლივ ზემოქმედებას მოყვება კადმიუმის დაგროვება თირკმლებში, რაც იწვევს თირკმლების დაავადებებს, ძვლების სისუსტეს და ფილტვების დაზიანებას. ქრონიკული ზემოქმედება დაკავშირებულია ჰიპერტენზიასთან, ართრიტთან, ანემიასთან, გულ-სისხლძარღვთა დაავადებებთან, დიაბეტთან, ჰიპოგლიკემიასთან, თავის ტკივილთან, ოსტეოპოროზთან და კიბოს მომატებულ რისკთან

(Nordberg et al. 2022). გარდა ამისა, კადმიუმი უარყოფითად მოქმედებს ქალის რეპროდუქციულ სისტემაზე (Chen et al. 2015; Ju et al. 2012; Lin et al. 2015). კადმიუმის ზემოქმედების წყაროების შემცირება გადამწყვეტია ადამიანის ჯანმრთელობის დასაცავად და მასთან დაკავშირებული მავნე ზემოქმედების თავიდან ასაცილებლად. კადმიუმი ხშირად აღმოჩენილია მალაროების (Suta et al. 2020) ან მეტალურგიული საქმიანობის ზემოქმედების ქვეშ მოქცეული თემების შარდის ნიმუშებში, ასევე ამავე ტერიტორიებზე არსებულ ნალექებში (Grechko et al. 2021b; Matoušková et al. 2023). IARC-ი კადმიუმსა და მის ნაერთებს ადამიანის კანცეროგენებად აკლასიფიცირებს (ჯგუფი 1); (IARC 2023).

ქრომი (Cr) ბუნებრივად არსებობს მინერალებში და ფართოდ გამოიყენება მრეწველობაში, მათ შორის მეტალურგიაში, საფეიქრო მრეწველობაში, ქაღალდის წარმოებაში და სხვადასხვა პროდუქტში, როგორც საღებავები და სასუქები. მისი გარემოში არსებობა გამოწვეულია ნაგავსაყრელებიდან, მადნის მოპოვებით და ნავთობის/ქვანახშირის წვით (Dellantonio et al. 2008; Jin et al. 2014). ქრომი (VI) იწვევს კანის და სასუნთქი გზების პრობლემებს, იმუნიტეტის დაქვეითებას და თირკმელების/ღვიძლის დაზიანებას, იწვევს ოქსიდაციურ სტრესს და დნმ-ის/ცილების დაზიანებას (Guertin et al. 2004; Song et al. 2012). მისი ნაერთების შესუნთქვა იწვევს ცხვირის ლორწოვანი გარსის წყლულებს, ყელის გაღიზიანებას, ბრონქიტს, მსტვინავ სუნთქვას და სუნთქვის გაძნელებას. IARC-ის მიერ კლასიფიცირებულია, როგორც ჯგუფი 1. აღსანიშნავია, რომ ქრომი (III) სასიცოცხლოდ მნიშვნელოვანია ადამიანის კვებისთვის, ბუნებრივად გვხვდება ბოსტნეულში, ხილში, ხორცში, საფუარსა და მარცვლეულში (Anderson 1997; Pechova and Pavlata 2007).

ტყვია (Pb), მნიშვნელოვანი გლობალური ეკოლოგიური საფრთხე ჯანმრთელობისთვის, სერიოზულ რისკებს ქმნის განსაკუთრებით მცირეწლოვანი ბავშვებისთვის, რადგან ყოველდღიური ზემოქმედების დაახლოებით 80-90% საკვების მოხმარებით ხდება (Krejcic et al. 2005; Liu et al. 2010). სისხლში ტყვიის მომატებული დონეები ბავშვებში დაკავშირებულია ნეიროგანვითარების პრობლემებთან, მათ შორის ყურადღების დეფიციტის და სწავლის დარღვევებთან (Flora et al.

2006). ტყვიის ქრონიკული ზემოქმედება არღვევს სხეულის სხვადასხვა ფუნქციებს, იწვევს ნევროლოგიურ, გულ-სისხლძარღვთა, პემატოლოგიურ და რეპროდუქციულ პრობლემებს, მათ შორის ცენტრალური ნერვული სისტემის დისფუნქციას და ენცეფალოპათიას (Debnath et al. 2019; Pal et al. 2015; Rao et al. 2014). ორსულობის დროს ტყვიის ზემოქმედება უკავშირდება მუცლის მოშლას, ხოლო ხანგრძლივი ზემოქმედება ამცირებს მამაკაცის ნაყოფიერებას (Amadi et al. 2017; Vigeh et al. 2011). გარემოსდაცვითი ზემოქმედება მოიცავს ჰაერში არსებულ მტვრის ნაწილაკებთან ტყვიის შეკავშირებას, მცენარეებზე დალექას და მის არსებობას ნიადაგსა და წყალში (Nieder et al. 2018). ტყვია არის კუმულაციური ბუნების და აქვს ხანგრძლივი ნახევარდაშლის პერიოდი ძვლებში, რაც ქმნის მუდმივ რისკებს, განსაკუთრებით ფიზიოლოგიური ცვლილებების დროს. ტყვია კლასიფიცირებულია, როგორც ადამიანის კანცეროგენი 2B (IARC 2023).

ვერცხლისწყალი (Hg) ბუნებრივად გვხვდება სხვადასხვა ფორმით, ვრცელდება ეროზიით (MŽP 2021a), გამოფიტვით და იმგვარი ანთროპოგენური წყაროებით, როგორცაა წვის პროცესები, ქვანახშირის წვა და მოპოვება (Sundseth et al. 2017). ვერცხლისწყლის ორთქლის შესუნთქვა მნიშვნელოვან რისკებს ქმნის ნერვული, იმუნური, საჭმლის მომნელებელი, სასუნთქი და თირკმლის სისტემებისთვის, სიმპტომები შესაძლოა გამოვლინდეს ნევროლოგიური დარღვევებით და სიკვდილითაც კი (Basu 2023; Tchounwou et al. 2003). წყლის გარემოში არაორგანული ვერცხლისწყალი გარდაიქმნება მაღალტოქსიკურ მეთილვერცხლისწყლად (MeHg), რომელიც გროვდება თევზსა და ზღვის პროდუქტებში და სერიოზულ საფრთხეს ქმნის ჯანმრთელობისთვის შესაბამისი საკვების მოხმარებისას (Evers et al. 2013; Harris et al. 2003). MeHg უარყოფითად მოქმედებს ნერვულ, გულ-სისხლძარღვთა, ღვიძლისა და თირკმლის სისტემებზე და არღვევს ჰორმონებს, მოქმედებს ნაყოფზე და აფერხებს მცენარეების ზრდას (Kumari et al. 2020; Trasande et al. 2016). IARC-ი მეთილვერცხლისწყლის ნაერთებს ადამიანისთვის შესაძლო კანცეროგენად აკლასიფიცირებს (ჯგუფი 2B); (IARC 2023).

სპილენძი (Cu) სასიცოცხლოდ მნიშვნელოვანი ელემენტია ადამიანის ორგანიზმისთვის, გადამწყვეტია ისეთი ფუნქციებისთვის, როგორცაა

ჰორმონების გამოყოფა, ნერვული გამტარობა, ელექტრონების გადაცემა, ძვლისა და შემაერთებელი ქსოვილის ზრდა და ერიტროციტების სინთეზი. მიუხედავად ორგანიზმში მისი მცირე რაოდენობისა (50–120 მგ), სპილენძი კრიტიკულ როლს თამაშობს სხვადასხვა ბიოქიმიურ პროცესში და მოზრდილებში მისმა დეფიციტმა შეიძლება გამოიწვიოს სისხლისა და ნერვული სისტემის დარღვევები (Ackah et al. 2014; Medeiros et al. 2012; Saracoglu et al. 2009). თუმცა, სპილენძის ჭარბმა მიღებამ შეიძლება გამოიწვიოს ჯანმრთელობის ისეთი პრობლემები, როგორიცაა ტვინის ქსოვილების ანთება, დაღლილობა, თმის ცვენა, ალერგიები და უფრო სერიოზული პრობლემები, როგორიცაა თირკმლის დისფუნქცია და კიბო (Sobhanardakani et al. 2018). ამასთან, მართალია, სპილენძი აუცილებელია ცხოველებისა და მცენარეებისთვის, ის შეიძლება წყლის ორგანიზმებისთვის მომწამვლელი იყოს იმ შემთხვევაში, თუ სახეზეა მაღალი კონცენტრაცია (Hossain and Rakkibu 1999).

თუთია (Zn) სასიცოცხლოდ მნიშვნელოვანია ცოცხალი ორგანიზმებისთვის. ადამიანები მას უმეტესად საკვებით იღებენ. თუმცა, ჭარბი მიღება მწვავედ იწვევს კუჭ-ნაწლავის აშლილობას და სისხლის ან პანკრეასის ქრონიკულ დაზიანებას. მიუხედავად იმისა, რომ ადამიანის ჯანმრთელობისთვის მნიშვნელოვან რისკს არ წარმოადგენს, თუთიის დიდი რაოდენობით ქრონიკულმა მოხმარებამ შეიძლება გაზარდოს გულის დაავადებების რისკი და იმოქმედოს იმუნურ სისტემაზე (MŽP 2021b; Nriagu 2007). ადამიანებში თუთიის მომწამვლელი რეაქციების კარგად შესწავლილი პირველი ტიპი იყო „ლითონის ორთქლის ცხელება“, რომელიც გამოწვეული იყო თუთიის ოქსიდის შემცველი სამრეწველო გამონაბოლქვის ინტენსიური შესუნთქვით. ლითონის ორთქლის ცხელების ყველაზე თვალსაჩინო სუნთქვასთან დაკავშირებული ეფექტები მოიცავს ცხელებას, შემცივნებას, გასტროენტერიტს, გულმკერდის ტკივილს და ხველას (Nriagu 2007). თუთია მნიშვნელოვნად მომწამვლელია თევზისთვის და სხვა წყლის ორგანიზმებისთვის თუთიის მიმართ განსაკუთრებით მგრძნობიარეა ორაგულისებრი თევზები. ის წყალში მინიმალურად იხსნება და, როგორც წესი, უკავშირდება ნიადაგის ნაწილაკებს (MŽP 2021b; Rainbow and Luoma 2011; Skidmore 1964). რაც შეეხება ადამიანებს, თუთია

აუცილებელია მცენარეებისთვის, თუმცა ამავე დროს, თუთიის მაღალი შემცველობა უარყოფით გავლენას ახდენს მცენარეების ჯანმრთელობაზე (Kaur and Garg 2021).

9.1.2. მდგრადი ორგანული დამაბინძურებლები (POPs)

მდგრადი ორგანული დამაბინძურებლები და სხვა ორგანული

ნივთიერებები: გარემოში მაღალი მდგრადობის, შორ მანძილზე გადატანის პოტენციალის, კვებით ჯაჭვში ბიოაკუმულაციის და მნიშვნელოვანი მომწამვლელი ეფექტების გამო, ისეთი ნივთიერებები, როგორიცაა DDT, HCH და პოლიქლორირებული ბიფენილები (PCBs), გლობალური მნიშვნელობის პრიორიტეტულ დამაბინძურებლებად კლასიფიცირდება.

ორგანოქლორინული პესტიციდები (OCPs) ჩვენს კვლევაში წარმოადგენს ისეთ ნივთიერებებს, როგორიცაა DDT, HCH (მათ შორის, ლინდანი) და HCB. ყველა მათგანი დიდი რაოდენობით გამოიყენებოდა და დღესაც მრავალი ადგილია მათით დაბინძურებული. ეს ნივთიერებები ინდივიდუალურად მოქმედებს ადამიანის ჯანმრთელობაზე, მაგრამ ასევე არ უნდა გამოირიცხოს მათი ერთობლივი ზემოქმედების შესაძლებლობა. მაგალითად, ერთმა კვლევამ დააფიქსირა, რომ OCP-ები იწვევენ ანტი-ანდროგენულ ეფექტებს მამაკაცებში და ესტროგენულ ეფექტებს ქალებში (Freire et al. 2014).

დიქლორდიფენილტრიქლორეთანი (DDT), გლობალურად აღიარებული ორგანულქლორინული ინსექტიციდი, რომელიც 1945 წლიდან გამოიყენებოდა და მნიშვნელოვან როლს ასრულებდა სოფლის მეურნეობასა და ვექტორებით გადამდები დაავადებების, განსაკუთრებით კი მალარიის, კონტროლისთვის 1955 წლიდან. ჩართვა სტოქჰოლმის კონვენციით დადგენილი მდგრადი ორგანული დამაბინძურებლების (POPs) თავდაპირველ სიაში შეყვანამ მისი გამოყენების შეზღუდვა განაპირობა. 2006 წელს ჯანდაცვის მსოფლიო ორგანიზაციამ დაუშვა მისი ხელახალი გამოყენება მხოლოდ ვექტორებით გადამდები დაავადებების კონტროლისთვის შერჩეულ ტროპიკულ ქვეყნებში. DDT-ის ფიზიოქიმიური თვისებები, მის გამორჩეულ მდგრადობასთან ერთად, მოიცავს 30 წლამდე

ნახევარდაშლის პერიოდს, რაც ხელს უწყობს მის კავშირს სხვადასხვა ჯანმრთელობისა და სოციალურ პრობლემასთან. ეს პრობლემები გამოწვეულია DDT-ის გარემოში დაგროვებითა და ცოცხალ ორგანიზმებში მისი ბიომაგნიფიკაციით, როგორც ეს ხაზგასმულია Mansouri et al.-ის მიერ (2017). სტოკჰოლმის კონვენცია, რომლის დანართ B-შიც DDT-ა მოცემული, მკაცრად არეგულირებს მის წარმოებასა და გამოყენებას (Stockholm Convention 2010).

ტერმინი DDT, ზოგადად, აღნიშნავს კომერციულ პესტიციდურ ფორმულირებას, რომელიც რამდენიმე დაკავშირებულ ნაერთს მოიცავს. შესაბამისად, DDT-ის გამოყენება გულისხმობს მინიმუმ ექვსი წარმოებული ნაერთის გამოყოფას შემდეგი შეფარდებითი რაოდენობით: $p,p\text{-DDT} > o,p\text{-DDT} > p,p\text{-DDE} > o,p\text{-DDE} > p,p\text{-DDD} > o,p\text{-DDD}$ (Haller et al. 1945). თითოეული პარას, პარას $p,p\text{-}$ -ჩანაცვლებული იზომერი უფრო უხვადაა, ვიდრე შესაბამისი ორთოს, პარას $o,p\text{-}$ -ჩანაცვლებული იზომერი. სამი ძირითადი კომპონენტი, $p,p\text{-DDT}$, $p,p\text{-DDE}$ და $p,p\text{-DDD}$, ლიტერატურაში ზოგადად მოიხსენიება როგორც DDT, DDE და DDD, შესაბამისად, და როგორც იზომერები (ან მეტაბოლიტები, თუმცა სახელდება ეს ყოველთვის სწორი ან სათანადო არ არის); (Hellou et al. 2013).¹⁰ ჩვენ მიერ წინსართის გარეშე **DDT-ის, DDE-ისა და DDD-ის** გამოყენება აღნიშნავს როგორც $p,p\text{-}$ იზომერებს, ასევე $o,p\text{-}$ იზომერებს.

DDT, თავდაპირველად, მეორე მსოფლიო ომის დროს, ჯარისკაცებისა და სამოქალაქო მოსახლეობის მალარიისა და სხვა მწერებით გადამდები დაავადებებისგან დასაცავად გამოიყენებოდა. DDT-ის გამოყენება ომის შემდეგაც გაგრძელდა დაავადებათა კონტროლისა და სოფლის მეურნეობის მიზნებისთვის, კერძოდ ბამბის კულტურებში. მართალია, მისი გამოყენება კოლოების წინააღმდეგ გარკვეულ ქვეყნებში კვლავაც

გრძელდება მალარიის კონტროლისთვის, თუმცა DDT-ის სტაბილურობამ და ფართო გამოყენებამ განაპირობა, რომ მისი ნარჩენები აღმოჩენილია მსოფლიოს მასშტაბით. გამოყენებული DDT-ის 50%-მდე შეიძლება შენარჩუნდეს ნიადაგში 10-15 წლის განმავლობაში, ხოლო მისი კვალი არქტიკაშიც კი არის დაფიქსირებული (Stockholm Convention 2019).

DDT-ის ერთ-ერთი ყველაზე ცნობილი მომწამვლელი ეფექტია ფრინველების, განსაკუთრებით მტაცებელი ფრინველების კვერცხის ნაჭუჭის გათხელება, რაც აღწერილია რეიჩელ კარსონის გავლენიან ნაშრომში „მდუმარე გაზაფხული“ (Carson 1962). ამ ზემოქმედებამ განაპირობა DDT-ის აკრძალვა მრავალ ქვეყანაში 1970-იან წლებში.¹¹ მიუხედავად ამ აკრძალვებისა, DDT კვლავ აღმოჩენილია საკვებში მსოფლიოს მასშტაბით. მართალია, შინაურ ცხოველებში ნარჩენების რაოდენობა შემცირდა, თუმცა საკვებში არსებული DDT რჩება მოსახლეობაზე ზემოქმედების ძირითად წყაროდ. DDT-ზე ხანგრძლივი ზემოქმედება დაკავშირებულია ჯანმრთელობის ქრონიკულ ეფექტებთან, მათ შორის, ის შესაძლოა მოხვდეს დედის რძეში, რაც ჩვილ ბავშვთა ჯანმრთელობისთვის შემაშფოთებელია (Stockholm Convention 2019). კარსონის მიგნებებს იმეორებს ისეთი ეკოლოგიური ლიტერატურა, როგორიცაა როგორიცაა „ჩვენი მოპარული მომავალი“ (Colborn et al. 1997), რომელშიც ხაზგასმულია DDT-ის ზემოქმედებასთან დაკავშირებული რეპროდუქციული ეფექტები (Hellou et al. 2013).

DDT-ის ზემოქმედება მნიშვნელოვან რისკებს ქმნის ადამიანის ჯანმრთელობისთვის, რაც ვლინდება ნევროლოგიურ, ღვიძლთან, რეპროდუქციულ და იმუნოლოგიურ გავლენებში, მათ შორის ნეიროგანვითარებასთან დაკავშირებულ ზემოქმედებაში (ATSDR 2022; Dal-laire et al. 2004). გარდა ამისა, DDT და მისი წარმოებულები აღიარებულია,

10ამ სამი გავრცელებული სტრუქტურის ქიმიური ნომენკლატურაა: 1,1,1-ტრიქლორო-2,2-ბის(p-ქლოროფენილ)ეთანი p,p DDT-ისთვის, 1,1-დიქლორო-2,2-ბის(p-ქლოროფენილ)ეთილენი p,p DDE-ისთვის და 1,1-დიქლორო-2,2-ბის(p-ქლოროფენილ)ეთანი p,p DDD-ისთვის.

11ორგანულქლორინული დამაბინძურებლების (OCs) შესახებ გარემოსდაცვითი კვლევები ტარდებოდა 1940-იანი წლებიდან. თუმცა რეიჩელ კარსონის (1962) ავტორობით გამოსული წიგნი „მდუმარე გაზაფხული“ ერთხმად არის აღიარებული როგორც წიგნი, რომელმაც აამაღლა ცნობიერება სინთეზური ქიმიკატების ორმაგი ბუნების, მათი „კარგი და ცუდი მხარეების“ შესახებ. წიგნი აღწერს ფრინველების კვერცხის ნაჭუჭის გათხელებას, იმ პერიოდში როდესაც დიქლორდიფენილტრიქლორეთანის (DDT) შესხურება დაიწყო დაავადებების, განსაკუთრებით მალარიის, აღმოსაფხვრელად. ამ წიგნმა, მისი ადვილად აღქმადი სტილის გამო, დიდი როლი ითამაშა გარემოსდაცვითი ცნობიერების ჩამოყალიბებაში მოსახლეობაში, მათ შორის, მეცნიერებშიც.

როგორც ენდოკრინული სისტემის დამაზიანებელი ქიმიკატები (Turusov et al. 2002). ნაერთები, როგორიცაა DDE და DDD, რომლებიც თავად საწყის ნაერთზე უფრო მდგრადია, უფრო მაღალი მომწამველობით და ეკოტოქსიკურობით ხასიათდება (Johnson and Finley 1980; Mansouri et al. 2017). DDT ადამიანის სავარაუდო კანცეროგენია (2A); (IARC 2023).

აღსანიშნავია, რომ DDT-ის მაღალი შემცველობა აღმოჩენილია ბუნებრივ გარემოში მოშენებული ქათმის კვერცხში, განსაკუთრებით DDT-ის წარმოების ადგილებთან, მოძველებული პესტიციდების მარაგების, ნარჩენების გამათბობელი ღუმელებისა და იმ ნაგავსაყრელების სიახლოვეს, სადაც DDT-ის შემცველი ნარჩენები გადაიყრებოდა (Dvorska et al. 2009; Dvorská et al. 2007; Hlebarov et al. 2005; Jayakumar et al. 2005; Khwaja et al. 2005; Mng'anya et al. 2005; Petrlik et al. 2022b; Skalsky et al. 2006). ზოგადად, DDT-ის კონცენტრაციის უფრო მაღალი მაჩვენებლები გამოვლენილია პოსტ-საბჭოთა ქვეყნებში ბუნებრივ გარემოში მოშენებული ქათმის კვერცხში (Petrlik et al. 2016; Petrlik et al. 2018).

POPs, მათ შორის, DDT, ავლენს ნიადაგში არსებულ პატარა ნაწილაკებთან შეკავშირების ტენდენციას, რის გამოც გამოყენებიდან მალევე იწყებს ნალექებში დაგროვებას (Barnhoorn et al. 2009). DDT-ის ბედი და დანალექი წყლის სისტემებში მისი გადატანა დამოკიდებულია სხვადასხვა ადგილის სპეციფიკურ მახასიათებლებზე, გარემო პირობებზე და გეოტექნიკურ ფაქტორებზე, რომელიც მოიცავს ტოპოგრაფიას, გეოლოგიას, მიქცევა-მოქცევის ზემოქმედებას და ნალექების შემადგენლობას. შესაფერისი გარემო პირობების არსებობის შემთხვევაში, ნალექებში მოხვედრილმა DDT-მ შეიძლება განიცადოს ტრანსფორმაცია ან ნაწილობრივი დაშლა. დეგრადაცია. სამწუხაროდ, დაშლის შედეგად მიღებული პროდუქტები ისეთივე მომწამველი და მდგრადი რჩება, როგორც თავდაპირველი პესტიციდები. DDT-ის ნახევარდაშლის პერიოდი ნალექებში 2-დან 25 წლამდე მერყეობს (Augustijn-Beckers et al. 1994; Chattopadhyay and Chattopadhyay 2015).

დაბინძურებული ადგილების, ძველი საწარმოო ტერიტორიებისა და მოძველებული პესტიციდების მარაგების სიახლოვეს არსებულ ნალექებში გამოვლენილია DDT-ის კონცენტრაციის მაღალი მაჩვენებლები (Jayakumar

et al. 2005; Kohušová et al. 2010; Petrlik et al. 2006). ეს გარემოება ხაზს უსვამს DDT-ის გარემოზე ზემოქმედების მდგრად ხასიათს, რაც აუცილებელს ხდის მუდმივი მონიტორინგისა და მართვის ღონისძიებებს.

ჰექსაქლორციკლოჰექსანები (HCHs): ლინდანი (HCH-ის გამა იზომერი), როგორც ფართო სპექტრის ინსექტიციდი, გამოიყენებოდა თესლისა და ნიადაგის დასამუშავებლად, ფოთლისთვის შესასხურებლად, ხისა და ტყის დასამუშავებლად და ექტობარაზიტების წინააღმდეგ როგორც ვეტერინარიაში, ისე ადამიანებში (POP RC 2006b). ლინდანი მდგრადია, ადვილად განიცდის ბიოაკუმულაციას კვებით ჯაჭვში და სწრაფად ბიოკონცენტრირდება. არსებობს მტკიცებულება, რომ იგი შორ მანძილზე გადაიტანება და გააჩნია მომწამველი ეფექტები (იმუნოტოქსიკური, რეპროდუქციული და განვითარებასთან დაკავშირებული ეფექტები) ლაბორატორიულ ცხოველებსა და წყლის ორგანიზმებზე. ლინდანი IARC-ის მიერ კლასიფიცირებულია, როგორც ადამიანის კანცეროგენი (ჯგუფი 1) (IARC 2023).

ლინდანის და სხვა HCH-ის იზომერების მაღალი შემცველობა აღმოჩენილია ბუნებრივ გარემოში მოშენებული ქათმის კვერცხში, კერძოდ, ლინდანის წარმოების ადგილების სიახლოვეს, მოძველებული პესტიციდების მარაგებისა ან/და ნარჩენების გამათბობელი ღუმელებისა და ნაგავსაყრელების სიახლოვეს, სადაც HCH-ის შემცველი ნარჩენები იყრებოდა (Agarwal et al. 2005; Blake 2005; Kleger et al. 2006). განსაკუთრებით მაღალი კონცენტრაციები აღმოჩენილია, მაგალითად, მოლდოვას თინტარენის ნაგავსაყრელისა და ალბანეთში, პორტო რომანოში, ლინდანის მიტოვებული საწარმოს სიახლოვეს (Kleger et al. 2006; Petrlik et al. 2022b).

ალფა- და ბეტა-HCH-ი განსაკუთრებით მდგრადია ცივი რეგიონების წყალში და შეიძლება განიცადოს ბიოაკუმულაცია და ბიომაგნიფიკაცია ბიოტაში და არქტიკულ კვებით ჯაჭვებში. ეს ქიმიკატები ექვემდებარება შორ მანძილზე გადატანას, კლასიფიცირებულია ადამიანის სავარაუდო კანცეროგენებად (2B) (IARC 2023) და აქვთ მავნე ზეგავლენა ველურ ბუნებაზე და ადამიანის ჯანმრთელობაზე დაბინძურებულ რეგიონებში (UNEP 2020). ლინდანი მაღალმომწამველია ველური ბუნებისთვის,

მათ შორის, თევზისთვის, ფუტკრებისთვის, ფრინველებისა და ძუძუმწოვრებისთვის (US EPA 2002). ლინდანის ნახევარდაშლის პერიოდი ადამიანებში ერთ დღეზე ნაკლებია, ხოლო მისი ძირითადი მეტაბოლიტის (ბეტა-HCH) ნახევარდაშლის პერიოდი შვიდი წელს შეადგენს. შესაბამისად, უფრო სანდოა ამ უკანასკნელის გაზომვა.

β-HCH-ს ზემოქმედება ნაყოფზე უკავშირდება ფარისებრი ჯირკვლის ჰორმონის შეცვლილ დონეებს, რამაც შეიძლება გავლენა მოახდინოს ტვინის განვითარებაზე. კვლევებმა აჩვენა, რომ არსებობს გონივრული საფუძველი ვივარაუდოთ, რომ HCH-ის ყველა იზომური იწვევს კიბოს ადამიანებში (US EPA 2002). Cox et al.-მა (2007) β-HCH-ი დაუკავშირა ღიაბეტის მომატებულ გავრცელებას.

ლინდანი მოცემულია სტოკჰოლმის კონვენციის დანართ A-ში და მისი გამოყენებისთვის დაწესებულია კონკრეტული გამონაკლისები, კერძოდ, იგი გამოიყენება ფარმაცევტული საშუალება (ადამიანებისთვის) თავის ტილებისა და ქეცის სამკურნალოდ, როგორც მეორე რიგის საშუალება (გადაწყვეტილება SC-4/15). ალფა- და ბეტა-HCH-ი შეტანილია სტოკჰოლმის კონვენციის დანართ A-ში კონკრეტული გამონაკლისების გარეშე (გადაწყვეტილებები SC-4/10, SC-4/11) (UNEP 2020).

პოლიქლორირებული ბიფენილები (PCBs) დიდი მოცულობით იწარმოებოდა 1980-იან წლებამდე და გამოიყენებოდა მრეწველობაში, როგორც სითბოს გადამცემი სითხეები, ელექტროტრანსფორმატორებსა და კონდენსატორებში, ასევე, როგორც დანამატები საღებავში, ნახშირბადის გარეშე ასლის გადაღებაში და პლასტმასში (Stockholm Convention 2019). 1929 წლიდან 1980-იან წლებამდე, დაახლოებით 1.3-დან 2 მილიონ ტონამდე PCB იწარმოებოდა ინდუსტრიულად სხვადასხვა ქვეყანაში (Breivik et al. 2002; Weber et al. 2018). PCB-ის თორმეტი კონგენერი/შემადგენელი ითვლება დიოქსინის მსგავს PCB-ებად მათი ეფექტებისა და PCDD/Fs-ის მსგავსი თვისებების გამო (European Commission 2012; van den Berg et al. 2006). ეს შემადგენლები

ჩამოთვლილია, როგორც არატრადიციულად წარმოქმნილი POP-ები სტოკჰოლმის კონვენციის დანართ C-ში (Stockholm Convention 2010). PCB-ის ტექნიკური ნარევეები ხასიათდება ექვსი,¹² ზოგჯერ შვიდი¹³ ინდიკატორი PCB შემადგენლით. ევროკავშირში დადგენილია საკვებში შემცველობის მაქსიმალური ზღვრები ექვსი ინდიკატორი PCB შემადგენლისთვის (European Commission 2012; European Commission 2016).

პოლიბრომირებული დიფენილ ეთერები (PBDEs) ბრომირებული ცეცხლგამძლე ნივთიერებების (BFRs) ჯგუფია, რომელიც მოიცავს ნივთიერებებს, რომლებიც შეტანილია სტოკჰოლმის კონვენციის სიაში მსოფლიოს მასშტაბით აღმოფხვრისთვის; ამ ნივთიერებებს შორისაა, **PentaBDE (2009), OctaBDE (2009) და DecaBDE (2017)**. PBDE-ები ისეთიდანამატებია, რომლებიც შერეულია პლასტიკურ პოლიმერებში ისე, რომ მასთან ქიმიურად არ არიან დაკავშირებული და ამიტომაც ისინი ჟონავს გარემოში. ეს ნივთიერებები უკვე აღმოჩენილია ტაილანდის სხვა რაიონების ნიმუშებში (Bystriansky et al. 2018; Petrlik et al. 2017).

PBDE-ებს აქვთ მავნე ზეგავლენა რეპროდუქციულ ჯანმრთელობაზე, ასევე განვითარებასთან დაკავშირებული და ნეიროტოქსიკური ეფექტები (POP RC 2006a; POP RC 2007a; POP RC 2014). DecaBDE ან/და მისი დაშლის შედეგად მიღებული პროდუქტებმა ასევე შეიძლება დააზიანოს ენდოკრინული სისტემა (POP RC 2014).

PentaBDE გამოყენებულია პოლიურეთანის ქაფში მანქანის და ავეჯის გარსისთვის, ხოლო Octa- და DecaBDE ძირითადად გამოიყენება ელექტრონიკის პლასტმასის გარსში. OctaBDE შეადგენდა იმ CRT ტელევიზორებისა და კომპიუტერის გარსებისა და სხვა საოფისე ელექტრონიკის წონის 10%-18%-ს, რომლებიც დამზადებულია იყო აკრილონიტრილ ბუტადიენ სტირენის (ABS) პლასტმასისგან. DecaBDE შეადგენს სხვადასხვა პლასტმასის, მათ შორის, მაღალი ზემოქმედების პოლისტიროლს (HIPS), პოლივინილქლორიდს (PVC) და პოლიპროპილენს (PP), მასალის წონის 7%-20%-ს (POP RC 2014), რომლებიც გამოიყენება

12 PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 138, PCB 153 და PCB 180.

13 PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153 და PCB 180.

ელექტრონულ მოწყობილობებში. რამდენადაც წინამდებარე კვლევა იკვლევს ნიმუშებს იმ ადგილებიდან, რომლებიც დაზარალებულია ელექტრონული ნარჩენების არსებობით ან/და მისი წვით, ჩვენი კვლევა ფოკუსირდა ზემოთ ხსენებულ ყველა PBDE-ზე.

ჰექსაბრომოციკლოდოდეკანი (HBCD) არის ბრომირებული ცეცხლგამძლე ნივთიერება, რომელიც ძირითადად გამოიყენება პოლისტიროლის სამშენებლო იზოლაციაში. HBCD არის დანამატი, რომელიც შერეულია პლასტიკურ პოლიმერებში და არ არის მასთან ქიმიურად, რის გამოც ის შეიძლება გაიჟონოს გარემოში. HBCD არის მაღალმომწამვლელი წყლის ორგანიზმებისთვის და აქვს უარყოფითი გავლენები რეპროდუქციაზე, განვითარებაზე და ქცევაზე ძუძუმწოვრებში, მათ შორის, ახასიათებს ტრანსგენერაციული ეფექტების (POP RC 2010). HBCD ასევე გვხვდება შესაფუთ მასალებში, ვიდეო კასეტების ჩამწერი მოწყობილობების გარსებსა და ელექტრომოწყობილობებში.

HBCD შეტანილია სტოკჰოლმის კონვენციის დანართ A-ში მსოფლიოს მასშტაბით აღმოფხვრის დათქმით, ხუთწლიანი კონკრეტული გამონაკლისით, რომელიც ეხებოდა მის გამოყენებას სამშენებლო იზოლაციაში. ამ გამონაკლისის მოქმედების ვადა 2019 წელს ამოიწურა კონვენციის ხელშემკვრელი მხარეების უმრავლესობისთვის (Stockholm Convention 2013).

ახალი ბრომირებული ცეცხლგამძლე ნივთიერებები (nBFRs) არის ქიმიკატების ჯგუფი, რომელიც მრავალ შემთხვევაში უკვე შეზღუდული BFR-ების შემცვლელია. ამ კვლევაში შესწავლილი ადგილებიდან აღებული

გარემოს ნიმუშების ანალიზისთვის არჩეული იყო ექვსი ახალი BFR-ის ჯგუფი. სხვადასხვა წყარო ამ ჯგუფში სხვადასხვა ქიმიკატს ასახელებს, თუმცა გარემოში მხოლოდ რამდენიმე მათგანის გაზომვაა შესაძლებელი. ბოლო კვლევები ასევე აჩვენებს, რომ nBFR-ები ფართოდ ვრცელდება გარემოში, მათ შორის საკვებში, განსაკუთრებით ზოგიერთ აზიურ ქვეყანაში (Shi et al. 2016). BFR-ების ნიადაგში შემცელობის შესწავლის შედეგად დადგინდა, რომ: „მიუხედავად იმისა, რომ საჭიროა შემდგომი კვლევები ნიადაგში NBFR-ების საბაზისო მონაცემების მისაღებად, სამეცნიერო ლიტერატურის ამჟამინდელი მდგომარეობა მიუთითებს იმაზე, რომ NBFR-ები მიწის დაბინძურებისთვის ისეთივე საფრთხეს ქმნიან, როგორც PBDE-ები“ (McGrath et al. 2017).

2012 წელს, EFSA-ს სამეცნიერო პანელმა შეაფასა 17 „გამოვლენილი“¹⁴ და 10 „ახალი“¹⁵ BFR და ივარაუდა, რომ: „არსებობს დამაჯერებელი მტკიცებულება იმისა, რომ ტრის(2,3-დიბრომოპროპილ)ფოსფატი (TDBPP) და დიბრომონეოპენტილ გლიკოლი (DBNPG) გენოტოქსიკური და კანცეროგენულია, რაც აუცილებელს ხდის გარემოსა და საკვებში მათი არსებების შემდგომ მონიტორინგს. გარემოში მათი ქცევის შესახებ შეზღუდული ექსპერიმენტული მონაცემების საფუძველზე, 1,2-ბის(2,4,6-ტრიბრომოფენოქსი)ეთანი (BTBPE) და ჰექსაბრომობენზოლი (HBB) იდენტიფიცირებულია, როგორც ნაერთები, რომლებიც შესაძლოა პრობლემური იყოს ბიოაკუმულაციის თვალსაზრისით.“ (EFSA CONTAM 2012). EFSA-ს პანელმა ასევე განაცხადა, რომ შეფასებული BFR-ების უმეტესობისთვის გარემოში მათი არსებობის შესახებ მონაცემები არ იყო

¹⁴გამოვლენილი BFR-ების ჯგუფი მოიცავდა: BEH-TEBP-ბის(2-ეთილჰექსილ)ტეტრაბრომოფთალატი, BTBPE-1,2-ბის(2,4,6-ტრიბრომოფენოქსი)ეთანი, DB-DPE – დეკაბრომდიფენილ ეთანი, DBE-DBCH - 4-(1,2-დიბრომოეთილ)-1,2-დიბრომოციკლოჰექსანი, DBHCTD - 5,6-დიბრომო-1,10,11,12,13,13-ჰექსაქლორო-11-ტრიციკლო[8.2.1.02,9]ტრიდეცენი, EH-TBB - 2-ეთილჰექსილ 2,3,4,5-ტეტრაბრომობენზოატი, HBB - 1,2,3,4,5,6-ჰექსაბრომობენზოლი, HCTBPH- 1,2,3,4,7,7-ჰექსაქლორო-5-(2,3,4,5-ტეტრაბრომოფენილ)-ბიციკლო[2.2.1]ჰექს-2-ენი, OBTMPI - ოქტაბრომოტრიმეთილფენილ ინდანი (OBIND ამ კვლევაში), PBB-Acr - პენტაბრომობენზილ აკრილატი, PBEB - პენტაბრომოეთილბენზოლი, PBT – პენტაბრომოტოლუენი, TBNPA – ტრიბრომონეოპენტილ სპირტი, TDBP-TAZTO -1,3,5-ტრის(2,3-დიბრომოპროპილ)-1,3,5-ტრიაზინ-2,4,6-ტრიონი, TBCO - 1,2,5,6-ტეტრაბრომოციკლოოქტანი, TBX - 1,2,4,5-ტეტრაბრომო-3,6-დიმეთილბენზოლი და TDBPP - ტრის(2,3-დიბრომოპროპილ) ფოსფატი.

¹⁵ახალი BFR-ების ჯგუფი მოიცავდა: BDBP-TAZTO - 1,3-ბის(2,3-დიბრომოპროპილ)-5-ალილ-1,3,5-ტრიაზინ-2,4,6(1H,3H,5H)-ტრიონი, DBNPG - დიბრომონეოპენტილ გლიკოლი, DBP-TAZTO - 1-(2,3-დიბრომოპროპილ)-3,5-დიალილ-1,3,5-ტრიაზინ-2,4,6(1H,3H,5H)-ტრიონი, DBS - დიბრომოსტირენი, EBTEBPI - N,N'-ეთილენბის(ტეტრაბრომოფთალიმიდი), HBCYD - ჰექსაბრომოციკლოდოდეკანი (HBCD ან HBCDD უფრო ხშირად გამოიყენება ამ ქიმიკატისთვის, რომელიც უკვე შეტანილია სტოკჰოლმის კონვენციის დანართ A-ში), HEEHP-TEBP - 2-(2-ჰიდროქსიეთოქსი)ეთილ 2-ჰიდროქსიპროპილ 3,4,5,6-ტეტრაბრომოფთალატი, 4'-PeBPO-BDE208 - ტეტრადეკაბრომო-1,4-დიფენოქსიბენზოლი, TTBNPP - ტრის(ტრიბრომონეოპენტილ)ფოსფატი, და TTBP-TAZ - ტრის(2,4,6-ტრიბრომოფენოქსი)-ს-ტრიაზინი.

საკმარისი მტკიცე დასკვნების გამოსატანად.

დეკაბრომოდინილ ეთანი (DBDPE) დაინერგა 1990-იანი წლების დასაწყისში, როგორც DecaBDE-ის ალტერნატივა პლასტმასასა და ქსოვილებში (Ricklund et al. 2010). იგი ძირითადად გამოიყენებოდა მავთულის საფარებსა და პოლისტიროლში, ორივე შემთხვევაში, როგორც DecaBDE-ის შემცვლელი. ეს ფართოდ გავრცელებული დამაბინძურებელი უაღრესად ჰიდროფობიური ნაერთია (log Kow-ის მაჩვენებლით 11.1); (Covaci et al. 2011). DBDPE იდენტიფიცირებულია კანალიზაციის შლამში (De la Torre et al. 2012), სახლში აღმოჩენილ მტვერში (Ali et al. 2011; Julander et al. 2005), ქუჩის მტვერში (Anh et al. 2018; Muenhor et al. 2010), ქათმის კვერცხში (Tlustos et al. 2010) და, ზოგადად, საკვებში (Shi et al. 2016; Tlustos et al. 2010).

BTBPE-ის წარმოება პირველად 1970-იან წლებში დაიწყო და გამოიყენება, როგორც OctaBDE-ების შემცვლელი (Hoh et al. 2005). ის იდენტიფიცირებულია სხვადასხვა აბიოტურ კომპონენტში (მტვერი, ატმოსფერო, ნალექი, წყალი) და ბიოტურ კომპონენტში (ზოოპლანქტონი, მიდეები, თევზი, წყლის ფრინველის კვერცხი, თაფლი, ქათმის კვერცხი, ან ზოგადად საკვები) (Ali et al. 2011; Anh et al. 2018; Hoh et al. 2005; Julander et al. 2005; Mohr et al. 2014; Petrlik 2016; Petrlik et al. 2017; Poma et al. 2014; Wu et al. 2011).

ამ ნაერთს აქვს ბიოაკუმულაციისა და ბიომგნიფიკაციის უნარი წყლის კვებით ჯაჭვებში (Law et al. 2006; Wu et al. 2011). DecaBDE-ის მსგავსად, BTBPE-ის კომერციული ნარევი შეიცავდა ბრომირებულ დიოქსინებს (PBDD/Fs) ან/და ხელს უწყობდა მათ ფორმირებას ABS პლასტმასის დამუშავებისას (Ren et al. 2017; Tlustos et al. 2010; Zhan et al. 2019). BTBPE-ის კონცენტრაციების მაღალი მაჩვენებელი დაფიქსირდა 2005–2006 წლებში, ინდონეზიაში, ჰაერის სინჯის პასიური აღებისას (Lee et al. 2016).

HBB ჩვეულებრივ გამოიყენებოდა ქაღალდის, ხის, ქსოვილების, პლასტმასისა და ელექტრონული საქონლის წარმოებისთვის (Watanabe and Sakai 2003; Yamaguchi et al. 1988) და იგი „სავარაუდოდ, ფართოდაა გავრცელებული, რაც დადასტურებულია როგორც ქიმიური ანალიზით, ასევე მისი სავარაუდო თვისებებით“ (Arp et al. 2011).

პრადის ქიმიისა და ტექნოლოგიის უნივერსიტეტის, კვების ქიმიისა და ანალიზის დეპარტამენტის ლაბორატორია რეგულარულად

ზომავს ექვს nBFR-ს გარემოსდაცვით ნიმუშებში, მათ შორის, ამ კვლევისთვის განკუთვნილ კვერცხის ნიმუშებში; ეს nBFR-ებია: 1,2-bis (2,4,6-ტრიბრომოფენოქსი) ეთანი (BTBPE), დეკაბრომოდინილ ეთანი (DBDPE), ჰექსაბრომობენზოლი (HBB), ოქტაბრომო-1,3,3-ტრიმეთილფენილ-1-ინდანი (OBIND), 2,3,4,5,6-პენტაბრომოეთილბენზოლი (PBEB) და პენტაბრომოტოლუენი (PBT).

ამ ჯგუფიდან BTBPE, DBDPE და HBB უფრო ხშირად კონტროლდება გარემოსდაცვით ნიმუშებში (Mohr et al. 2014; Munschy et al. 2011; Poma et al. 2014; Vorkamp et al. 2015).

დექლორან პლუსი (DP), ცეცხლგამძლე ნივთიერება, რომელიც 1960-იანი წლებიდან გამოიყენება, გავრცელებულია ელექტრო საფარებში, პლასტმასის გადახურვაში და პოლიმერულ სისტემებში. წარმოების, გამოყენებისა და გადამუშავების დროს მისი გამოყოფა გაიზარდა PBDE-ების გლობალური ელიმინაციის შემდეგ (Rauert et al. 2018). მდგრადი და ქიმიურად სტაბილური დექლორან პლუსი უკავშირდება ორგანულ ნახშირბადს, რაც ზღუდავს მის ბიოხელმისაწვდომობას და აფერხებს ბიოდეგრადაციას. მიუხედავად იმისა, რომ ის ბიოაკუმულაციურია, დექლორან პლუსს აქვს მაღალი ზეგავლენა ძუძუმწოვრებსა და ადამიანებზე, მათ შორის, შესაძლოა გამოიწვიოს ოქსიდაციური დაზიანება, ნეიროგანვითარების შეფერხება და ენდოკრინული სისტემის პოტენციური დარღვევა (POP RC 2021b). დექლორან პლუსის კონცენტრაციები განსაკუთრებით მაღალია წყალსა და ნალექებში ელექტრონული ნარჩენების გადამამუშავებელი ტერიტორიების მახლობლად. თუმცა, ბევრი არ არის კომპლექსური კვლევები, რომელიც გარემოს სხვადასხვა მატრიცაში ნაერთის შემცველობას გაზომავდა, განსაკუთრებით ნახსენებ ტერიტორიებზე (Dvorska et al. 2023b; Li et al. 2018). დექლორან პლუსი სტოკჰოლმის კონვენციის დანართ A-ში 2023 წელს შეიტანეს (Stockholm Convention 2023).

პენტაქლორობენზოლი (PeCB) და ჰექსაქლორობენზოლი (HCB) ძირითადად უნებლიედ წარმოიქმნება წვის, ასევე თერმული და სამრეწველო პროცესების დროს. ისინი ასევე წარმოიქმნება როგორც გვერდითი პროდუქტი ქლორირებული ნახშირწყალბადების, პერქლორეთილენის, ტრიქლორეთილენის, ნახშირბადის

ტეტრაქლორიდისა და პესტიციდების წარმოების დროს. წარსულში ისინი მიზანმიმართულად იწარმოებოდა, როგორც პესტიციდები ან ტექნიკური ნივთიერებები. პერქლორეთილენი ფართოდ გამოიყენება ქიმიკატებში, ხოლო ტრიქლორეთილენი და ნახშირბადის ტეტრაქლორიდი ფართოდ გამოიყენებოდა, როგორც ცხიმის მოსაცილებელი აგენტები და გამხსნელები სხვა ქლორის შემცველი ნაერთებისთვის. PeCB გამოიყენებოდა, როგორც კომპონენტი PCB პროდუქტებში, საღებავის გადამზიდავებში, როგორც ფუნგიციდი, ცეცხლგამძლე ნივთიერება და ქიმიური შუამავალი პესტიციდ კვინტოზენის წარმოებისთვის (POP RC 2008).

HCB-ის მაღალი დოზით მიღება ფატალურია ზოგიერთი ცხოველისთვის, ხოლო მისი დაბალი შემცველობა უარყოფითად მოქმედებს რეპროდუქციულ ჯანმრთელობაზე. მკვლევრებმა ასევე აღმოაჩინეს, რომ HCB-ს, სხვა ორგანულქლორინული ნაერთების მსგავსად, აქვს ტრანსპლაცენტალური გადაცემა (Sala et al. 2001). HCB აღმოჩენილია ყველა ტიპის საკვებში (BRS 2017).

მიუხედავად იმისა, რომ მსოფლიოს მასშტაბით HCB-ით დაბინძურებული საკვების მოხმარება HCB-ის ზემოქმედების ძირითადი წყაროა, ზემოქმედების სხვა პოტენციური გზები მოიცავს HCB-ით დაბინძურებული ჰაერის შესუნთქვას, კანთან კონტაქტს, ზემოქმედებას საშვილოსნოში და დედის რძიდან (Reed et al. 2007). კვლევამ ასევე დაადგინა, რომ კიბოს გარდა, HCB-ის ზემოქმედებასთან დაკავშირებული ადამიანის ჯანმრთელობაზე გავლენები მოიცავს სისტემურ დაზიანებას (ფარისებრი ჯირკვალი, ღვიძლი, ძვალი, კანი) და თირკმლებისა და სისხლის უჯრედების დაზიანებას, ასევე ზემოქმედებას იმუნურ და ენდოკრინულ სისტემებზე. HCB ასევე იწვევს ტერატოგენულ ეფექტს და აზიანებს ნერვულ სისტემას.

PeCB მაღალმომწამვლეელია წყლის ორგანიზმებისთვის და შეიძლება გამოიწვიოს ხანგრძლივი მავნე ზემოქმედება წყლის გარემოში (POP RC 2007b).

ჰექსაქლორბუტადიენი (HCBd) წარმოიქმნება როგორც გვერდითი პროდუქტი ე.წ. „ჰექსა-ნარჩენების“ ნაწილის სახით, იმავე ქლორირებული ნახშირწყალბადების წარმოების დროს, რა დროსაც წარმოიქმნება PeCB და HCB. იგი ასევე უნებლიედ წარმოიქმნება ისეთი ნივთიერებების წვის

პროცესების დროს, როგორიცაა აცეტილენი და ქლორის ნარჩენები. HCBd არის მაღალმომწამვლეელი წყლის ორგანიზმებისთვის და ცხოველებში ჩატარებული კვლევების მიხედვით, იწვევს თირკმლის დაზიანებას და კიბოს, ასევე ქრომოსომულ აბერაციებს ადამიანებში, რომლებსაც ამ ნივთიერებასთან მუშაობენ (Balmer et al. 2019; Pohl et al. 2001; POP RC 2012). ორალური, შესუნთქვითი და კანთან კონტაქტის გზით ზემოქმედების შემდეგ სისტემური მომწამვლელობა შეიძლება მოიცავდეს ღვიძლის ცხიმოვანი ქსოვილის დაშლას, ეპითელურ ნეკროზულ ნეფრიტს, რამაც პოტენციურად შეიძლება გამოიწვიოს ქრონიკული ანთება, ცენტრალური ნერვული სისტემის დეპრესია და ციანოზი (Balmer et al. 2019; BRS 2017).

ულტრაიისფერი სხივების (UV) სტაბილიზატორები: წინამდებარე კვლევის ფარგლებში გაზომილ იქნა შვიდი ფენოლური ბენზოტრიზოლის ულტრაიისფერი სხივების სტაბილიზატორი — UV-234, UV-320, UV-326, UV-327, UV-328, UV-329 და UV-350 - ბუნებრივ გარემოში მოშენებული ქათმის კვერცხში. ეს ნაერთები ფართოდ გამოიყენება პლასტმასის, საფარების, ქსოვილებისა და სხვა მასალების გამძლეობის გასაუმჯობესებლად ულტრაიისფერი გამოსხივების შთანთქმის გზით (Karlsson et al. 2021).

ამ ნაერთებიდან რამდენიმეს აქვს ენდოკრინული სისტემის დამრღვევი პოტენციალი (Sakuragi et al. 2021). UV 328-მა შეიძლება გამოიწვიოს ადამიანის ორგანოების დაზიანება ხანგრძლივი ან განმეორებითი ზემოქმედების შედეგად და გრძელვადიანი მავნე ზეგავლენა წყლის ორგანიზმებზე (ECHA 2023). სამი სხვა UV სტაბილიზატორი მსგავსი თვისებებით - UV-320, UV-327 და UV-350 - ევროპაში რეგულირდება UV-328-თან ერთად (Srebny 2021).

ბენზოტრიზოლის ტიპის UV სტაბილიზატორები (მაგ., UV-326, UV-327, UV-329, UV-350) ფართოდ არის გავრცელებული პლასტმასის მასალებში და გარემოს სხვადასხვა კომპონენტებში. მათი აღმოჩენა შესაძლებელია პლასტმასის ბოთლის თავსახურებში, ჩამდინარე წყლების გამწმენდ ნარჩენებში, საკანალიზაციო შლამში, ნალექებში, მტვერში, ზღვის წყალში და დედის რძეშიც კი. ეს ფაქტი ხაზს უსვამს მათ მდგრადობასა და ადამიანის ორგანიზმზე პოტენციური ზემოქმედების რისკს (Castilloux et al. 2022; Sakuragi et al. 2021; Zhang et al. 2011).

2023 წლის მაისში, UV-328 ოფიციალურად შეიტანეს სტოკჰოლმის კონვენციის დანართ A-ში კონკრეტული გამონაკლისებით, რითაც UV-328 გახდა პირველი არაჰალოგენირებული ქიმიკატი, რომელიც კონვენციას დაემატა. UV-328-ის დანართში შეტანის პარალელურად, სხვა სტაბილიზატორები, UV-320, UV-327 და UV-350, ასევე შემოწმდა მდგრადი ორგანული დამბინძურებლების კომიტეტის (POPRC) მიერ მათი მდგრადობის, ბიოაკუმულაციის პოტენციალისა და მომწამვლელობის გამო; შესაბამისად, დანართში მათი შეტანა განხილვის პროცესშია (POP RC 2021a; POP RC 2022).

პოლიქლორირებული დიბენზო-პ-დიოქსინები (PCDD/Fs) და დიბენზოფურანები (PCDD/Fs), საყოველთაოდ ცნობილი როგორც დიოქსინები, წარმოადგენს მაღალმომწამვლელ მდგრად გვერდით პროდუქტებს ისეთ სამრეწველო პროცესებში, როგორიცაა ლითონის დნობა, ნარჩენების წვა და ქლორირებული ქიმიური ნივთიერებების წარმოება (UNEP and Stockholm Convention 2013). ეს ნივთიერებები ლიპოფილურია და ბიოაკუმულირდება კვებით ჯაჭვში, ხოლო ადამიანზე ზემოქმედების 90%-ზე მეტი საკვების მეშვეობით ხდება, უპირველესად ხორცის, რძის პროდუქტების, თევზისა და ზღვის პროდუქტების მიღებით (WHO 2023).

დიოქსინის მაღალი კონცენტრაციით მოკლევადიანმა ზემოქმედებამ შეიძლება გამოიწვიოს ქლორაკნე, კანის გაუფერულება და ღვიძლის დაზიანება. ხანგრძლივი ზემოქმედება დაკავშირებულია რეპროდუქციულ და განვითარებასთან დაკავშირებულ მომწამვლელ ეფექტებთან, ნეიროგანვითარებით დარღვევებთან ბავშვებში, იმუნური სისტემის დათრგუნვასთან, ენდოკრინული სისტემის დარღვევასთან და კანცეროგენურობასთან (Anwer et al. 2016; Carpenter 2013; Eskenazi et al. 2018; Giesy and Kannan 1998). დიოქსინებს აქვთ ხანგრძლივი ბიოლოგიური ნახევარდაშლის პერიოდი (7-11 წელი), ნაწილობრივი გამოყოფა კი შეიძლება მოხდეს ძუძუთი კვების გზით (WHO 2023).

ნიმუშში დიოქსინის მომწამვლელობის საერთო დონის შესაფასებლად გამოიყენება DR CALUX® (Dioxin Responsive Chemical Activated LUCiferase gene eXpression) ბიოანალიზი. აღნიშნული ბიოანალიტიკური მეთოდი

ზომავს არილის ნახშირწყალბადის რეცეპტორის (AhR) გააქტიურებას გენეტიკურად მოდიფიცირებულ უჯრედებში ნიმუშზე ზემოქმედების შემდეგ. ინდუცირებული გენის გამოხატვა იწვევს ლუმინესცენციას, რომელიც გაზომვადია ბიოანალიტიკური ეკვივალენტების სახით (BEQ) ყველაზე ტოქსიკურ კონგენერთან, 2,3,7,8-TCDD-თან შედარებით (Besselink et al. 2004a; Besselink et al. 2004b). მეთოდი ეფუძნება აშშ-ის გარემოს დაცვის სააგენტოს (EPA) მეთოდ 4435-ს (European Commission 2012). ჩვეულებრივი ქიმიური ანალიზისგან განსხვავებით, DR CALUX აიდენტიფიცირებს დიოქსინის მსგავსი ყველა არსებული ნივთიერების, PCDD/Fs-ის, dl-PCBs-ის, და ბრომირებული დიოქსინების, კუმულაციურ ბიოლოგიურ აქტივობას.

PCDD/Fs, როგორც უნებლიედ წარმოქმნილი POP-ები მოცემულია სტოკჰოლმის კონვენციის დანართ C-ში (Stockholm Convention 2010). საკვებში მათი შემცველობის მაქსიმალური დონეები დადგენილია ევროკავშირის განახლებული რეგულაციით როგორც PCDD/Fs-ისთვის, ასევე PCDD/Fs/dl-PCBs-ისთვის (European Commission 2023).

პოლიბრომირებული დიბენზო-პ-დიოქსინები (PBDD/Fs), ანუ ბრომირებული დიოქსინები, სტრუქტურულად ქლორირებული დიოქსინების (PCDD/Fs) მსგავსია და ავლენენ მსგავს მომწამვლელ ეფექტებს, მათ შორის, იმუნური სისტემის და ფარისებრი ჯირკვლის დარღვევას, ტერატოგენურობას და ზემოქმედებენ ნეიროგანვითარებაზე (van den Berg et al. 2013; WHO 1998). ბრომირებული დიოქსინები უნებლიედ წარმოიქმნება ბრომირებული ცეცხლგამძლე ნივთიერებების წარმოებისა და წვის დროს (Soderstrom and Marklund 2002) და აღმოჩენილია ჰაერში, ნიადაგში, გამათბობელი ღუმელის ნარჩენებში და შინაური ფრინველის კვერცხში ნაგავსაყრელებთან ახლოს (Hsieh et al. 2023; Teebthaisong et al. 2021; Wang et al. 2010). ქლორირებული დიოქსინებისგან განსხვავებით, PBDD/F-ები მიდრეკილია ისეთ მყარ ნარჩენებში დაგროვებისკენ, როგორიცაა ნაცარი (Bell et al. 2023). ევროპული კანონმდებლობა მოითხოვს მათ მონიტორინგს ბრომირებული ნარჩენების დამწვრობის გამონაბოლქვში (European Commission 2019). ბრომირებული დიოქსინები პოლიჰალოგენირებული დიოქსინების ჯგუფის ნაწილია, რომლებიც ამ

ეტაპზე სტოკჰოლმის კონვენციის სიაში შესატანად არის წარდგენილი (POP RC 2024).

9.2. წინამდებარე კვლევაში განხილული თევზების სახეობების აღწერა

9.2.1. მცირე ფსევდორასბორა (*Pseudorasbora parva*)



ფოტო: ლ. ზეებაუერ (2024)¹⁶

ფოტო: ონდრეი პეტრლიკ, არნიკა (2024)

აღწერა და იდენტიფიკაცია: ასევე ცნობილია როგორც ამურის მცირე ფსევდორასბორა (ძირითადად აზიაში). პირველად აღწერილია ტემინკისა და შლეგელის მიერ 1846 წელს. პატარა სხივფარფლიანი ძვლოვანი თევზია (Teleostei), რომელიც კობრისებრთა (Cyprinidae) ოჯახსა და ციმორისებრთა (Gobioninae) რიგს მიეკუთვნება. აღმოსავლეთ აზიური წარმოშობის არაადგილობრივი ინვაზიური სახეობაა. გამოირჩევა სხეულის წაგრძელებული, ოდნავ გაბრტყელებული ფორმით. ქვირითობის პერიოდამდე მდედრები და მამრები მსგავსი ფერისანი არიან - ნაცრისფერი ზურგით, ღია ფერის გვერდებითა და მოყვითალო-მომწვანო ან ვერცხლისფერი მუცლით. ქვირითობის პერიოდში მამრები მუქდებიან, ხოლო მდედრები ფერმკრთალებიან. ზურგისა და ანალური ფარფლები მოკლეა, კუდის ფარფლი კი დიდი და ღრმად ამოჭრილი. ამასთანავე, ყველა ფარფლი

მომრგვალებული ფორმისაა. აქვს საკმაოდ მსხვილი ქერცლები მუქი კიდეებით.

განმასხვავებელი ნიშნები: მოზარდებს სხეულის სიგრძეზე, ორივე მხარეს, გვერდითი ხაზის გასწვრივ მუქი ფერის ბოლი გასდევთ. პირის ფორმების მიხედვით, აქვს ზედა პირი (წამოწეული ქვედა ყბა მახვილი კიდეებით), ულვაშების გარეშე. თევზის ზომა, ძირითადად, 2-დან 8 სმ-მდე მერყეობს, იშვიათად იზრდება 8 სმ-ზე მეტს, თუმცა შესაძლოა მიაღწიოს მაქსიმალურ სიგრძესაც, 11-12 სმ-ს. როგორც წესი, მათი სიცოცხლის ხანგრძლივობა 2-დან 4 წლამდეა, თუმცა გარემო პირობებისა და მტაცებლების არსებობის გათვალისწინებით, შესაძლოა 5-დან 6 წლამდეც კი იცოცხლონ (Bogutskaya 2022; Wikipedia 2008).

გავრცელების არეალი: გავრცელების ბუნებრივი არეალია აზია, მათ შორის ცენტრალური და სამხრეთ იაპონია, ტაივანი, კორეა, ჩინეთი და მდინარე ამურის აუზი. გავრცელებულია ევროპისა და აზიის უმეტეს ადგილებში, ასევე რუსეთის მთელ ტერიტორიაზე (Bogutskaya 2022). საქართველოში პირველად 1980-იანი წლების დასაწყისში, კუმისის წყალსაცავში დაფიქსირდა, 1987 წლიდან კი უკვე ბაბალეთის ტბაშიც (Shoniya et al. 2011).

გარემო/ჰაბიტატი: წარმოადგენს მტკნარი წყლის თევზს, რომელიც სხვადასხვა ჰაბიტატში ბინადრობს, მათ შორის: პატარა ტბებში, ტბორებში, თხრილებში, ნელი დინების მდინარეებში, სარწყავ არხებში, არხებსა და წყალსაცავებში. უპირატესობას ანიჭებს დამდგარ ან ნელი დინების წყალს, სადაც დიდი რაოდენობით წყალმცენარეა. ზრდასრული თევზები გრილ, გამდინარე წყალშიც გვხვდებიან.

ტემპერატურის დიაპაზონი: 5°C - 22°C. ადვილად ადაპტირდება გარემო პირობებთან და უძლებს ჟანგბადის დაბალ დონესაც. მისით იკვებებიან ისეთ მტაცებლები, როგორებიცაა ქარიყლაპია, ქორჭილა, ჩვეულებრივი ფარგა და ლოქოსებრნი, ასევე, წყლის ფრინველები.

კვების ჩვევები: ყოვლისმჭამელია, იკვებება პატარა მწერებით, თევზებითა და მათი ქვირითით, ასევე მცენარეულობით.

16 https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Pseudorasbora_parva_male_and_female.jpg <https://creativecommons.org/licenses/by-sa/4.0/>

გამრავლება/სიცოცხლის ციკლი: გამრავლების პერიოდში მამრები და მდედრები დიმორფულები ხდებიან - მამრები შედარებით უფრო მუქ შეფერილობას იღებენ და თავსა და ქვედა ტუჩებზე ბორცვაკები („მარგალიტის ორგანოები“) უვითარდებათ, მდედრები კი ფერმკრთალდებიან. მდედრი სქესობრივ მომწიფებას 1 წლის ასაკიდან იწყებს. ტოფობს აპრილ-ივნისში (შესაძლოა აგვისტომდეც გაგრძელდეს), რამდენჯერმე, წელიწადში 3-4-ჯერ. ბუდეს იკეთებს სხვადასხვა სუბსტრატზე, მაგალითად, მცენარეებზე, ქვიშაში ან ნიჟარებზე, ხოლო ნაკადულებში - ქვების ქვეშ, სადაც მამრი ჯერ ასუფთავებს ამ ადგილს თავისი მარგალიტისებრი ორგანოებით, რის შემდეგაც, მდედრი ასობით და ათასობით ქვირითს ყრის. ქვირითი წებოვანია და სხვადასხვა სუბსტრატზე ეწებება. მამრი აქტიურად დარაჯობს ქვირითს მათ გარდაქმნამდე. (Copp and Siriwardena 2007).

კონსერვაციის სტატუსი: ბუნების დაცვის საერთაშორისო კავშირის (IUCN) წითელი ნუსხის მიხედვით, იგი მიჩნეულია მინიმალური რისკის წინაშე მყოფად (LC) - შეფასებულია 2020 წლის 14 აპრილს (Bogutskaya 2022).

საინტერესო შენიშვნა(ებ): გაფრთხილება - წარმოადგენს ძლიერ ინვაზიურ და არაადგილობრივ სახეობას. ევროპაში პირველად 1960-იან წლებში დაფიქსირდა, როდესაც რუმინეთის ქალაქ ნუჩეტის ტბორებში შეიყვანეს, საიდანაც ჯერ დუნაიში მოხვდა და იქიდან უკვე სწრაფად გავრცელდა მთელ ევროპაში. ამის მიზეზის კი გარემო პირობებთან მისი მაღალი ადაპტაციის უნარი და გამრავლების სწრაფი ტემპი წარმოადგენს. იგი ასევე ვრცელდება დეკორატიული თევზებისა და აკვარიუმის პროდუქტების ვაჭრობის გზით, თევზის ფერმების აუზებიდან, რადგან მცირე ზომის გამო, მისი შემჩნევა რთულია. ანკესით მოთევზავებისთვის იგი მაგნე და არასასურველ თევზად ითვლება. განსაკუთრებით უნდა აღინიშნოს, რომ კონკურენციაში ჩაგრავს ადგილობრივ ღირებულ სახეობებს, ჭამს მათ ქვირითსა და ლიფსიტებს, ასევე აგრესიული ქცევით სხვებს ართმევს მათ საკვებს და აფერხებს ადგილობრივი სახეობების ზრდას. გარდა ამისა, იწვევს წყლის ევტროფიკაციას - იკვებება და

ამცირებს ზოოპლანქტონსა და ფიტოპლანქტონს იმ წყლებში, სადაც ბინადრობს. ამასთანავე, სახიფათო პარაზიტებისა და დაავადებების ფართო სპექტრის გადამტანია. ევროკავშირის მიერ იგი შეტანილია „გაერთიანებისთვის მნიშვნელობის მქონე უცხო ინვაზიური სახეობების“ სიაში (ევროკომისია 2017), რომელიც კრძალავს მის იმპორტს, ტრანსპორტირებას, გამრავლებასა და განზრახ გაშვებას ევროკავშირის მთელ ტერიტორიაზე.

9.2.2. მურწა (*Luciobarbus mursa*)



ფოტო: ალაბანი, ა. (2010)¹⁷

ფოტო: ონდრეი პეტრლიკ, არნიკა (2024)

აღწერა და იდენტიფიკაცია: პირველად აღწერა გიულდენშტედტმა, 1773 წელს. სხივფარფლიანი ძვლოვანი თევზი (Teleostei), რომელიც კობრისებრთა (Cyprinidae) ოჯახსა და წვერას (Barbinae) რიგს მიეკუთვნება. იგი მდინარის ფსკერის ბინადარია და გამოირჩევა სხეულის წაგრძელებული, წვრილი და გრძელი ფორმით. აქვს საშუალო ზომის პირი, კერძოდ, ნალის ფორმის ქვედა პირი (ქვევით მიმართული), ასევე საშუალო ან სქელი ტუჩები. ამასთანავე, ქვედა ტუჩის შუა წილი შესაძლოა სუსტად ან ძლიერად იყოს გამოხატული. დაფარულია წვრილი, ჰორიზონტალურად წაგრძელებული და თითქმის მართკუთხა ქერცლით. ხასიათდება სქელი ულვაშებით - ზედა წყვილი სიგრძით არ სცდება ნესტოს დონეს, ხოლო უკანა წყვილი კი თვალის შუა ან უკანა კიდეებს.

¹⁷ https://en.wikipedia.org/wiki/Luciobarbus_mursa#/media/File:Luciobarbus_mursa.jpg <https://creativecommons.org/licenses/by/3.0/>

სახეობის განმასხვავებელი ნიშნებია გვერდითი ხაზების დიდი რაოდენობა და როგორც წესი, ხორციანი, სამად გაყოფილი ქვედა ტუჩი. მისი შეფერილობა ღია ნაცრისფრიდან ზეთისხილისფერ-მოყავისფროში გადადის, ზურგი ოდნავ უფრო მუქია, მუცელი კი თეთრი ფერში ან მოყვითალო ყავისფერშია. თავსა და გვერდებზე შესაძლოა ოქროსფერი ელფერიც დაჰკრავდეს. ზურგისა და კუდის ფარფლები ღია ფერის ან მუქი მოწითალო-მოყავისფროა. კუდის ფარფლზე შეენიშნება მომცრო შავი ლაქების წყება. მკერდისა და მენჯის ფარფლებს აქვთ ღია ყავისფერი სხივები გამჭვირვალე მემბრანებით, თუმცა ზოგჯერ შესაძლოა ვარდისფერიც იყოს. ანალური ფარფლი უმეტესად უფეროა, გარდა მომცრო ნაცრისფერი ლაქისა, რომელიც ზოგჯერ მთლიანად ღია მოწითალო-ყავისფრად ემჩნევა. მენჯისა და ანალური ფარფლების კიდეები კარგად განვითარებულია და თეთრი ფერისაა, ხოლო მკერდის ფარფლები კი ვიწრო თეთრი ხაზითაა შემოსაზღვრული. ახალგაზრდებს გვერდებზე ემჩნევათ მუქი ლაქები, რაც ასაკის ზრდასთან ერთად ქრება. სხეულის მაქსიმალური სიგრძე 39.5–43 სმ-ს აღწევს, სიცოცხლის ხანგრძლივობა - 6 წელს, სქესობრივად კი 2–3 წლის ასაკში მწიფდება (Coad 2021; Wikipedia 2025).

გავრცელების არეალი: ცენტრალური აზია, კერძოდ, სომხეთი, აზერბაიჯანი, საქართველო, თურქეთი და ირანი.

გარემო/ჰაბიტატი: არამომიგრირე მტკნარი წყლის თევზი. თავს არიდებს ტალახიან ფსკერს, უპირატესობას ანიჭებს სწრაფი დინების ნაკადულებსა და მდინარეებს, ასევე ქვა-ქვიშიან, ბენტოსით მდიდარ სუბსტრატებს. ასევე ბინადრობს ტბებსა და წყალსაცავებში, საიდანაც, ქვირითის დასაყრელად შესაძლოა მდინარეებსა და ნაკადულებში გადაინაცვლოს.

ტემპერატურის დიაპაზონის ზუსტი მონაცემები უცნობია, თუმცა სავარაუდოდ უფრო გრილ წყლებს ამჯობინებს. ბენტოპელაგიური (ფსკერზე მცხოვრები), ზომიერი კლიმატის სახეობაა. მისით იკვებებიან მტაცებელი, ხორცისმჭამელი თევზები, მაგალითად ჩვეულებრივი ფარგა და წყლის ფრინველები (Wikipedia 2025).

კვებითი ჩვევები: იკვებება ქირონომიდებით, რომლებიც ზოგჯერ საკვები რაციონის 70-100%-საც კი შეადგენს, ასევე, ერთდღიურებით, კიბოსნაირებით, კერძოდ, ნიჩაბფეხიანებითა და ოსტრაკოდებით, მწერებით, ჭიებით, პლანქტონით, მცენარეულობითა და დეტრიტით. იკვებება ფსკერზე.

გამრავლება/სიცოცხლის ციკლი: არ არის საკმარისად კარგად შესწავლილი. სქესობრივ სიმწიფეს აღწევს 2–3 წლის ასაკში. როგორც ეს დამახასიათებელია ქართული თევზისთვის, ტოფობს, სავარაუდოდ, მაის–ივნისში, თუმცა შესაძლოა აპრილიდან აგვისტოს ჩათვლითაც გაგრძელდეს, ადგილმდებარეობის მიხედვით. მრავლება მტკნარი წყლის ნაკადულებსა და მდინარეებში, უპირატესად ქვაქვიშიან ფსკერზე (Coad 2021).

კონსერვაციის სტატუსი: IUCN-ის წითელი ნუსხის მიხედვით, იგი მიჩნეულია ყველაზე ნაკლებად საფრთხის ქვეშ მყოფად (LC). შეფასებულია 2013 წლის 18 მარტს (Freyhof 2014).

საინტერესო შენიშვნა(ებ): ეკონომიკური მნიშვნელობა არ აქვს. მიიჩნევა, რომ კალმახზე გემრიელია.

9.2.3. ჭანარი (*Luciobarbus capito*)



ფოტო: ნურიპანა, ს. (2014)¹⁸



ფოტო: ონდრეი პეტრლიკ, არნიკა (2024)

აღწერა და იდენტიფიკაცია: პირველად აღწერა გიულდენშტედტმა, 1773 წელს. სხივფარფლიანი ძვლოვანი თევზი (Teleostei), რომელიც

18 <https://fishbase.se/photos/UploadedBy.php?autoctr=25346&win=uploaded>

კობრისებრთა (Cyprinidae) ოჯახსა და წვერას (Barbinae) რიგს მიეკუთვნება. სხეული წვრილი ან ოდნავ მომრგვალო, წაგრძელებული ფორმისაა. ზურგზე, ზურგის ფარფლის წინ, მომრგვალო წახნაგი აქვს. პირი საშუალო ზომისაა, ნალის ფორმის ქვედა პირით (ქვევით მიმართული). აქვს სქელი, კარგად განვითარებული და ბორცვიანი ტუჩები, თუმცა ქვედა ტუჩის შუა წილი არ აღინიშნება. ამ სახეობის ერთ-ერთი ყველაზე დიდი ზომის წარმომადგენელია სისქით, თუმცა შეიძლება განსხვავდებოდეს. ზედა ულვაშები სიგრძით აღწევენ თვალის წინა კუთხემდე, ხოლო შუა და უკანა ულვაშები - თვალის უკანა კუთხემდე ან, ზოგიერთ ახალგაზრდასა და ზრდასრულში - თითქმის ლაყურის სახურავისწინა ძვლამდე (preopercle). თავი და გვერდების ზედა წილი ფოლადისფერია, ხოლო გვერდების ქვედა წილი და მუცელი მკვეთრად კონტრასტული ღია ყვითელი ან მარგალიტისფერი-თეთრია. იშვიათად გვხვდება ერთგვაროვანი შეფერილობის თევზები, თუმცა კონსერვაციისთვის განკუთვნილი მასალაც შესაძლოა ერთგვაროვანი იყოს. ფოლადისფერი-რუხი გვერდების ზედა წილი შეიძლება შედგებოდეს მუქი ფერის მსხვილი ქერცლებისგან, რომლებიც გარს ერტყმის ვერცხლისფერ-რუხი ქერცლის ცენტრს. გვერდითი ხაზი კი შესაძლოა მუქი შეფერილობის იყოს. სხეულზე ხანდახან ცალკეული ლაქებიც გვხვდება. ულვაშები თეთრია, შიდა მხარეს ნაცრისფერი დაკრავს. ზურგის ფარფლი მონაცრისფროა და შესაძლოა მუქი ნაცრისფერი ლაქებიც ჰქონდეს. კუდის ფარფლის ზედა წილი მონაცრისფრო, მოყვითალო ან ღია ნარინჯისფერი, ხანდახან კი შეიმჩნევა სუსტად გამოხატული მუქი ნაცრისფერი ლაქებიც. რაც შეეხება ქვედა წილს, იგი უფრო მკვეთრი შეფერილობისაა და ყვითელ-ნარინჯისფერი ან კანარიით ყვითელია, ვარდისფერი კიდევით. მკერდის ფარფლი მოთეთროა, მცირე ან დიდი რაოდენობით ვარდისფერი ან ყვითელი ელფერით. მენჯისა და ანალური ფარფლები კანარისფერ ყვითელში ან ნარინჯისფერშია, თეთრი კიდევით. ახალგაზრდა თევზებს გვერდების შუა და ზედა წილზე შესაძლოა ჰქონდეთ მუქი და ჭრელი ლაქები (Coad 2021). მათი სიცოცხლის ხანგრძლივობა 4–6 წელია, თუმცა ზოგჯერ 8 წლამდეც აღწევს. როგორც წესი, იზრდება 65 სმ-მდე, მაქსიმუმ 1.05 მ-მდე. მაქსიმალურ წონად 15 კგ-ია დაფიქსირებული.

გავრცელების არეალი: სომხეთი, აზერბაიჯანი, საქართველო, თურქეთი და ირანი, ასევე რუსეთის სამხრეთი. ენდემურია კასპიის ზღვის აუზისთვის და ბინადრობს როგორც ზღვის, ისე მასში შემომდინარე მდინარეების უმრავლესობაში. მისი გავრცელების არეალი მიუყვება კასპიის ზღვის სანაპირო ზოლის სამხრეთს - სამხრეთ რუსეთში მდებარე მდინარე ვოლგადან, ირანისა და თურქმენეთის საზღვარზე მდებარე მდინარე ათრაქამდე. ასევე, გვხვდება შავ ზღვაშიც.

გარემო/ჰაბიტატი: ეს შედარებით დიდი ბენთოსური სახეობა ხასიათდება ორი განსხვავებული სიცოცხლის ციკლით. ზოგიერთი ქვეპოპულაცია ნახევრად ანადრომულია (ტოფობისას ზღვის ან მლაშე წყლიდან მტკნარ წყალში გადადის), თავად კასპიის ზღვაში ბინადრობს და ტოფობისთვის მასში ჩამდინარე მდინარეებში მიცურავს. სხვები კი მთელი წლის განმავლობაში მდინარეებში რჩებიან და საერთოდ არ მიგრირებენ. მომიგრირე სახეობები საკვების საძიებლად კასპიის ზღვის სანაპირო ზონებში გადადიან, მათ შორის ესტუარებშიც. ქვირითის დასაყრელად ირჩევენ დაბლობი მდინარეებისა და ნაკადულების სწრაფი დინების მონაკვეთებს, ქვა-ქვიშიანი სუბსტრატებით. თავს არიდებენ ტალახიან ფსკერს. გავრცელდა ასევე ხელოვნური კაშხლებითა და ტბებით შექმნილ წყალსაცავებშიც, რის შედეგადაც ეს ქვეპოპულაციები სრულად იზოლირებულნი აღმოჩნდნენ და ხმელეთით შემოსაზღვრულ გარემოში არსებობენ. გვხვდება ზომიერ კლიმატურ გარემოში (Ford 2024b; Wikipedia 2025).

კვებითი ჩვევები: ძირითადად, ბენთოპელაგიურია (ფსკერზე მკვებავი), იკვებება მწერებით, კიბოსნაირებითა და ჭიებით, წყალმცენარეებითა და სხვა მცენარეულობით, წყლის უხერხემლოებით, პატარა თევზების დეტრიტითა და ბაყაყებითაც კი.

გამრავლება/სიცოცხლის ციკლი: სქესობრივ სიმწიფეს 3-7 წლის ასაკში აღწევს, როდესაც მათი სხეულის სიგრძე 35–50 სმ-ია (სტანდარტული სიგრძე - SL). მდედრები უფრო გვიან მწიფდებიან, ვიდრე მამრები. მტკიცებულებები შეზღუდულია იმის დასადასტურებლად, რომ მამრები ყოველწლიურად ყრიან ქვირითს, მდედრები კი, მხოლოდ ყოველ 2-3 წელიწადში ერთხელ. ტოფობენ აპრილიდან აგვისტომდე. ნახევრად ანადრომულ ქვეპოპულაციებში, ზოგიერთი მდინარეში ადრეულ

გაზაფხულზე შედის, სხვები კი - გვიან ზაფხულიდან შემოდგომამდე და იქვე იზამთრებენ მომდევნო გაზაფხულის ტოფობამდე.

ეს სახეობა გამოირჩევა მაღალი ნაყოფიერებითა და პერიოდული ტოფობით (რაც იმას ნიშნავს, რომ ტოფობისას მდედრი ქვირითს ინტერვალებით დებს). სქესობრივად სრულად მომწიფებულ მდედრს წელიწადში 125,000-მდე ქვირითის დადება შეუძლია. იზოლირებული ქვეპოპულაციები ტოფობის წინ მდინარის შენაკადების ზემო წელში გადაინაცვლებენ, თუმცა ზოგიერთმა წარმატებით მოახერხა ხელოვნური წყალსაცავების წყალმარჩხი ადგილების გამოყენება (Ford 2024b).

კონსერვაციის სტატუსი: IUCN-ის წითელი ნუსხის მიხედვით, იგი მიჩნეულია მოწყვლადად (VL, A2acd) - შეფასებულია 2022 წლის 2 აგვისტოს (Ford 2024b).

საინტერესო შენიშვნა(ებ): შესაძლოა იყოს ნახევრად ანადრომული, მომიგრირე, ცხოვრობდეს ზღვისა და მლაშე წყალში, ტოფობისთვის კი მტკნარ წყალში ბრუნდებოდეს. მისი რაოდენობა სწრაფად მცირდება, რაც გამოწვეულია მათ შორის ჭარბი თევზჭერით, როგორც საკვების მოპოვების, ასევე სპორტული მიზნით, ამასთანავე, დაბინძურებული სამრეწველო, სასოფლო-სამეურნეო, საყოფაცხოვრებო და ურბანული ჩამდინარე წყლებით. მის დასაცავად არ არსებობს კონსერვაციის, მონიტორინგის ან სამოქმედო გეგმები!

9.2.4. კაკკასიური ქაშაპი (*Squalius cephalus*)



ფოტო: იაკუბეც, კ. (2011)¹⁹

ფოტო: ონდრეი პეტრლიკ, არნიკა (2024)

¹⁹ იაკუბეც, საკუთარი ნამუშევანი, საჯარო დომენი, <https://commons.wikimedia.org/w/index.php?curid=14941862>

აღწერა და იდენტიფიკაცია: პირველად აღწერა ლინემ, 1758 წელს. თავდაპირველად მისი ლათინური დასახელება იყო *Leuciscus cephalus*, ამჟამად კი ცნობილია როგორც *S. cephalus*. სხივფარფლიანი ძვლოვანი თევზია (Teleostei), რომელიც კობრისებრთა ოჯახსა (*Leucisidae*) და კობრისნაირების (*Leucisinae*) რიგს მიეკუთვნება. აქვს სქელი, განიერი და მომრგვალებული თავი. აქვს გრძელი და ცილინდრული ფორმის სხეული, დაფარულია მსხვილი ზომის მომწვანო-მოყავისფრო ქერცლით, რომელიც ზურგზე შავი ფერის ვიწრო ზოლებითაა შემოსაზღვრული, გვერდებზე ფერი თანდათან ღიავდება და ოქროსფერს იძენს, მუცელზე კი ფერი კიდევ უფრო ფერმკრთალდება. კუდი მუქი ყავისფერი ან შავია, ზურგის ფარფლი მონაცრისფრო-მომწვანო ფერისაა, დანარჩენი ფარფლები კი ნარინჯისფერ-წითელშია. როგორც წესი, იზრდება 30 სმ-მდე (სრული სიგრძე - TL), თუმცა 60 სმ-მდეც კი დაფიქსირებულა. მაქსიმალური აღწერილი წონა 8 კგ-ია, ხოლო რაც შეეხება სიცოცხლის ხანგრძლივობას, შესაძლოა 22 წლამდეც კი მიაღწიოს. მდედრები უფრო დიდხანს ცოცხლობენ, ვიდრე მამრები (Wikipedia 2002).

გავრცელების არეალი: სახეობა ბინადრობს ჩრდილოეთის, ბალტიის, თეთრი, შავი ზღვის ჩრდილოეთის, აზოვისა და კასპიის ზღვის აუზებში; ასევე, ატლანტის ოკეანის სამხრეთით მდინარე ადურის აუზამდე (საფრანგეთი); გავრცელებულია დიდ ბრიტანეთშიც და გვხვდება მხოლოდ 56° ჩრდილოეთის განედამდე; სკანდინავიაში - სამხრეთ ფინეთში და შვედეთის ჩრდილოეთით, დაახლოებით სტოკჰოლმამდე. აგრეთვე, შევხვდებით ხმელთაშუა ზღვის აუზში - ვარისა და ეროს მდინარეების აუზებში (ოდი, საფრანგეთი). შეყვანილია სხვა რეგიონებშიც, მაგალითად, ირლანდიაში, ხორვატიაში და, გავრცელებული ინფორმაციით, მათ შორის ესპანეთსა და იტალიაშიც (Freyhof 2024c; Wikipedia 2002).

გარემო/ჰაბიტატი: ყველაზე უხვადაა პატარა მდინარეებსა და დიდ ნაკადულებში, ე.წ. „წვერას ზონაში“, ჩქერებსა და გუბებში. ასევე, გვხვდება ნელი დინების დაბლობი მდინარეების ნაპირებსა და მთის ძალიან პატარა ნაკადულებშიც კი. ბინადრობს, მათ შორის, დიდ ტბებშიც,

საიდანაც, ტოფობისას, მიგრირებს იმ ნაკადულებში, რომლებიც ტბებში ჩაედინება. ქვირითს ყრის სწრაფი დინების წყალში, ქვაქვიშიან ფსკერზე, იშვიათად წყალქვეშა მცენარეულობაში. ტემპერატურის დიაპაზონი 4°C-დან 20°C-მდეა. მიუხედავად იმისა, რომ მტკნარი წყლის სახეობაა, გვხვდება ასევე მლაშე წყლებშიც. ზრდასრული თევზები ძირითადად მარტო ცხოვრობენ, ახალგაზრდები კი სოციალურები არიან და გუნდებად გადაადგილდებიან. ღარვები და ახალგაზრდები უპირატესობას ანიჭებენ წყალმარჩხ ჰაბიტატებს, მდინარის ნაპირებსა და სანაპირო ზოლს.

კვებითი ჩვევები: იკვებება წყლისა და ხმელეთის ცხოველებისა და მცენარეულობის ფართო სპექტრით. დიდი თევზები ძირითადად პატარა თევზებს ჭამენ. დაფიქსირებულია, რომ ქაშაპი ჭამს ჭიებს, მოლუსკებს, კიბოსნაირებს და სხვადასხვა მწერის ღარვებს, გარდა ამისა, ბაყაყებს, მდინარის კიბოებს, მემინდვრიებსა და წყლის პატარა ფრინველებს. ასევე ცნობილია, რომ იკვებება მდინარის ნაპირთან განლაგებული ხეებიდან წყალში ჩაცვენილი კენკრითაც. კვების მხრივ, აქტიურია მთელი წლის განმავლობაში, ზამთრის ყველაზე ცივ დღეებშიც კი.

გამრავლება/სიცოცხლის ციკლი: მამრები პირველად მრავლდებიან 2–4 წლის ასაკში, მდედრები კი 4–6 წლის ასაკში. სიმწიფეზე გავლენას ახდენს გარემო პირობები და ზოგი ინდივიდი შესაძლოა უფრო გვიანაც მომწიფდეს. ტოფობს მაისიდან აგვისტოს ჩათვლით, როდესაც წყლის ტემპერატურა 12-14°C-ს აჭარბებს. მდედრები სეზონში ერთზე მეტჯერ ყრიან ქვირითს. ცალკეული მდედრი ტოფობს რამდენიმე მამრთან ერთად. კერძოდ, მამრები იკრიბებიან ტოფობის ადგილას და დგაფუნით მიჰყვებიან მომწიფებულ მდედრებს მეჩხერი ადგილისაკენ. მდედრები ქვიან ფსკერზე ყრიან წებოვან, ღია ყვითელ ქვირითს, რომელიც წყალმცენარეებსა და ქვებს ეწებება (Wikipedia 2002).

კონსერვაციის სტატუსი: IUCN-ის წითელი ნუსხის მიხედვით, იგი მიჩნეულია ყველაზე ნაკლებად საფრთხის ქვეშ მყოფად (LC). შეფასებულია 2022 წლის 29 მაისს (Freyhof 2024c).

საინტერესო შენიშვნა(ებ): ეს სახეობა ძალიან პოპულარულია სპორტულ მეთევზეებში. შეუძლია ჰიბრიდიზაცია თეთრულასთან (*Alburnus alburnus*). მიიჩნევა, რომ მისი ხორცის ხარისხი დაბალია და ნაკლებად გემრიელი.

9.2.5. თეთრულა (*Alburnus alburnus*)



ფოტო: კაგორ (2009)²⁰

ფოტო: ონდრეი პეტრლიკ, არნიკა (2024)

აღწერა და იდენტიფიკაცია: პირველად აღწერა ლინემ, 1758 წელს. სხივფარფლიანი ძვლოვანი თევზია (Teleostei), რომელიც კობრისებრთა ოჯახსა (Leucisidae) და კობრისნაირების (Leucisinae) რიგს მიეკუთვნება. აქვს წაგრძელებული და ბრტყელი სხეული, წაწვეტებული თავი და შედარებით პატარა ზედა პირი (ოდნავ ზემოთ მიმართული). ანალური ფარფლი გრძელია და 18–23 სხივს შეიცავს. გვერდითი ხაზი სუსტად ან საერთოდ არ არის გამოხატული. ახასიათებს მბზინავი ვერცხლისფერი შეფერილობა, წაწვეტებული და გამჭვირვალე ფარფლები.

მაქსიმალური წონა დაახლოებით 100 გ-ს აღწევს, თუმცა, ჩვეულებრივ, 10-დან-60 გ-ს შორის მერყეობს. სიგრძე მაქსიმუმ 25 სმ-ია (TL), თუმცა, უფრო ხშირად, 12–15 სმ (TL) იზრდება. სიცოცხლის მაქსიმალური ხანგრძლივობა 8-9 წელია, ზოგადად კი 3-5 წელი. სქესობრივ სიმწიფეს 2–3+ წლის ასაკში აღწევს, როდესაც მათი სიგრძე 8.5-12 სმ-ია (SL). გარეგნულად შესაძლებელი მისი სხვა სახეობებთან არევა,

²⁰ <https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Alburnus.jpg> <https://creativecommons.org/licenses/by-sa/3.0/deed.en>

მაგალითად, კაპარჭინასთან, ჩვეულებრივ ბლიკასთან, ნაფოტასთან ან ფარფლწითელასთან.

გავრცელების არეალი: ევროპა და დასავლეთ აზია: კავკასიონის, პირენეისა და ალპების ჩრდილოეთით, მდინარე ვოლგას აღმოსავლეთ აუზში, ჩრდილოეთ ირანსა და თურქეთის ჩრდილო-დასავლეთში. არ გვხვდება პირენეისა და აპენინის ნახევარკუნძულებზე, ადრიატიკის ზღვის წყალშემკრები აუზის მდინარეებში, ბალკანეთსა და ბრიტანეთის კუნძულების უმეტეს ნაწილში, სამხრეთ-აღმოსავლეთ ინგლისის გარდა. ლოკალურად შეყვანილია ესპანეთში, პორტუგალიასა და იტალიაში (Ford 2024a; Wikipedia 2005a).

გარემო/ჰაბიტატი: ბინადრობს ტბების ღია წყლებსა და საშუალო და დიდ მდინარეებში. ზამთარში თევზები მდინარის ყურეებთან და სხვა დამდგარ წყლებში დიდ ჯგუფებს ქმნიან. ზრდასრულები ზედაპირთან ახლოს, გუნდებად გვხვდებიან. ლარვები მდინარეებისა და ტბების სანაპირო ზოლში ცხოვრობენ, ახალგაზრდები კი ნაპირებს ტოვებენ და პელაგურ ჰაბიტატში ბინადრობენ. კარგად იტანს როგორც ჟანგბადის, ისე ტემპერატურის ცვალებადობას.

მდინარეების გარდა, იგი ასევე კარგად ეგუება ძლიერ მოდიფიცირებულ ჰაბიტატებს და განსაკუთრებით უხვადაა ევტროფულ და მეზოტროფულ წყლებში. შეიძლება ბინადრობდეს ნელი დინების მონაკვეთებში, როგორც ბუნებრივი, ისე რეგულირებადი მდინარის კალაპოტებში, მათ შორის ჭალებში, მდინარის განშტოებებსა და არხებში. ზოგიერთი პოპულაცია გვხვდება ტბებში, ჭაობებსა და ხელოვნურ წყალსაცავებშიც. სასურველი ტემპერატურის დიაპაზონია 10°C - 20°C. მისით იკვებებიან მტაცებელი, ხორცისმჭამელი თევზები, როგორებიცაა ქარიყლაპია, ქორჭილა და ჩვეულებრივი ფარგა, ასევე, წყლის ფრინველები.

კვებითი ჩვევები: ძირითადად იკვებება პლანქტონით, კიბოსნაირებითა და მწერებით. ახალგაზრდები წყლის ზედაპირზე იკვებებიან პლანქტონით, დინების მიერ მოტანილი მწერებით ან წყლის ზედაპირზე ჩამოვარდნილი უხერხემლოებით. ყოვლისმჭამელია,

რომელიც, როგორც წესი, ზედაპირთან ახლოს, ღია წყალში იკვებება და ჭამს იმას, რასაც მოიხელთებს. თუმცა, მისი საკვები შემადგენლობა ჰაბიტატისა და რესურსების ხელმისაწვდომობის მიხედვით იცვლება. მის რაციონში შეიძლება შედიოდეს ბენტური (ფსკერზე მცხოვრები) მაკრო უხერხემლოები, ორგანული დეტრიტი, მცენარეულობა და სხვა თევზების ქვირითი.

გამრავლება/სიცოცხლის ციკლი: ტოფობს აპრილიდან ივნისამდე, როცა წყლის ტემპერატურა 14-15°C-ს აღწევს. დიდ მდინარეებში ბინადრობისას, ქვირითს ყრის მის პატარა შენაკადებში ან დროებით დატბორილ ტერიტორიებზე, მაგალითად, ჭალებში, მათ შორის თხრილებში, რომლებიც წყლის დონის მომატებისას მდინარის კალაპოტს უერთდებიან. ქვირითი იფანტება წყლის მცენარეებზე, ხეების ნაფოტებზე ან წვრილმარცვლოვან ნალექზე, ზოგჯერ კი დინებას მიყვება და საბოლოოდ ჩერდება ლიფსიტების განვითარების ადგილას, რომელიც, როგორც წესი, მდინარის ნაპირების გასწვრივ მდებარეობს. თავიდან ლარვები წყალმარჩხ, მდორე, ხშირი მცენარეებით დაფარულ ჰაბიტატებში რჩებიან, მოზარდები კი ნელი დინების ადგილებში ჯგუფდებიან, მაგალითად, მდინარის განშტოებებში. ტოფობის სეზონზე მამრები ფერს იცვლიან - ზურგსა და გვერდებზე ბორცვები უვითარდებათ, ხოლო ფარფლები ნარინჯისფერ შეფერილობას იძენენ. ქვირითის ინკუბაციის პერიოდი დაახლოებით 2-3 კვირა გრძელდება. ლიფსიტების ზრდის ტემპი შედარებით ნელია.

კონსერვაციის სტატუსი: IUCN-ის წითელი ნუსხის მიხედვით, იგი მიჩნეულია LC-ად - შეფასებულია 2023 წლის 5 დეკემბერს (Ford 2024a).

საინტერესო შენიშვნა(ებ): მცირე ზომიდან გამომდინარე, სპორტულ მეთევზეობაში ხშირად გამოიყენება სატყუარად. იმ ადგილებში, სადაც არ ბინადრობს, შესაძლებელია მავნე ან ინვაზიურ სახეობად იქცეს, მისი სწრაფი გამრავლებისა და სხვა თევზების ქვირითით კვების გამო. შეუძლია ჰიბრიდიზაცია მსგავსი სახეობებთან, მაგალითად, ფარფლწითელასთან, ნაფოტასთან, ქაშაპთან და ჩვეულებრივ ქაშაპთან (Ford 2024a).

9.2.6. ლოქო (Silurus glanis)



ფოტო: ნიკკოლო (2010)²¹



ფოტო: ონდრეი პეტრლიკ, არნიკა (2024)

აღწერა და იდენტიფიკაცია: პირველად აღწერა ლინემ, 1758 წელს. დიდი, სხივფარფლიანი ძვლოვანი თევზია (Teleostei), რომელიც ლოქოსნაირების (Siluridae) რიგსა და ლოქოსებრთა (Siluridae) ოჯახს მიეკუთვნება. ჩვეულებრივ, იგივე ევროპულ ლოქოს, დიდი რაოდენობით მცირე ზომის კბილები აქვს. ევროპაში გავრცელებული მტკნარი წყლის ყველა სხვა თევზისგან შემდეგი უნიკალური მახასიათებლებით გამოირჩევა: ზედა ყბაზე ორი გრძელი უღვაში აქვს, ქვედაზე კი - ოთხი შედარებით მცირე ზომის; გრძელი ანალური ფარფლი, 83-91 სხივით, კუდის ფარფლამდე გასდევს. დამახასიათებელია ასევე მისი უქერცლო სხეული (დაფარულია წვრილი ქერცლებით); დიდი ჩაზნექილი თავი; წინა ნაწილში მოთავსებული პატარა, ბასრი ზურგის ფარფლი და მომრგვალებული ან წაკვეთილი კუდის ფარფლი. გარდა ამისა, ცხიმოვანი ფარფლი არ გააჩნია, ხოლო ანალური ფარფლის სხივები თითქმის უერთდება კუდის ფარფლს. სხეულის ფორმა წაგრძელებულია და გველთევზას მსგავსად, უკან ცურვა შეუძლია. ზოგადად, ამას მხოლოდ რამდენიმე თევზი ახერხებს! კანი ძალიან ლორწოვანი აქვს. სხეულის ფერი დამოკიდებულია ადგილსამყოფელზე - სუფთა წყალში შავი შეფერილობისაა, ხოლო მღვრიე წყალში მომწვანო-მოყავისფრო ხდება. მუცელი ყოველთვის ღია ყვითლიდან თეთრში გადადის. ასევე, ცნობილია ალბინოზების არსებობის

შესახებაც. ევროპასა და დასავლეთ აზიაში მტკნარი წყლის ერთ-ერთი ყველაზე დიდი თევზია, მასზე დიდი მხოლოდ ატლანტიკური თხი/ფორონჯი და სვიაა. ზრდასრული ლოქოების უმეტესობა დაახლოებით 1.3–1.6 მ სიგრძისაა; იშვიათად გვხვდება 2 მ-ზე გრძელი. 1.5 მ სიგრძის თევზი უკვე 15–20 კგ-ს იწონის, ხოლო 2.2 მ სიგრძის - დაახლოებით 65 კგ-ს. აღსანიშნავია, რომ მხოლოდ განსაკუთრებულად ხელსაყრელ გარემო პირობებში აღწევს იგი 2 მ-ზე მეტს. წლების განმავლობაში მაქსიმალურ სიგრძედ 3–5 მ, ხოლო მაქსიმალურ წონად 306 კგ ფიქსირდებოდა. თუმცა, როგორც დამტკიცდა, ეს შედეგები მცდარი იყო, რაც განპირობებული იყო სახეობის არასწორი იდენტიფიკაციითა და გაზომვებში დაშვებული შეცდომებით. დადასტურებული მონაცემებით, ლოქოს მაქსიმალური ზომა 2.73 მ და 130 კგ-ია. მიუხედავად ამისა, არსებობს უამრავი ჩანაწერი და ისტორია „მონსტრის ზომის“ ლოქოების შესახებ. ეს სახეობა ხანგრძლივი სიცოცხლით გამოირჩევა - მისი მაქსიმალური დაფიქსირებული ასაკი 80 წელია (Wikipedia 2006).

გავრცელების არეალი: ევროპა და აზია. ჩრდილოეთის, ბალტიის, შავი, კასპიისა და არალის ზღვის აუზები; ჩრდილოეთით - სამხრეთ შვედეთამდე და ფინეთამდე; აგრეთვე, ეგეოსის ზღვის აუზი - მარიცის, სტრუმისა და სპერჩეოსის მდინარეების აუზები; ასევე თურქეთი. არ გვხვდება ხმელთაშუა ზღვის დანარჩენ აუზებში. დღესდღეისობით, ფართოდ არის გავრცელებული და გატანილი მთელ ევროპაში, მათ შორის ბალხაშის ტბის აუზშიც, ყაზახეთში (Freyhof 2024b; Wikipedia 2006).

გარემო/ჰაბიტატი: ბენთოპელაგური სახეობა, რომელიც ბინადრობს მტკნარ და მლაშე წყლებში, 30 მ-მდე სიღრმეზე, 4°C - 20°C ტემპერატურის დიაპაზონში. არამიგრირებადი თევზია. გავრცელებულია დიდ და საშუალო ზომის დაბლობის მდინარეებში, ყურეებსა და წყალმცენარეებით მდიდარ ტბებში. ძირითადად გვხვდება, დიდ ტბებსა და მდინარეებში, თუმცა ზოგჯერ მლაშე წყლებშიც შედის, მაგალითად ბალტიისა და შავ ზღვაში. ასევე ბინადრობს მდინარეების ქვედა წელში აშენებული კაშხლების ღრმა წყლებში.

21 https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Silurus_glanis_from_the_Dnieper_River.jpg <https://creativecommons.org/licenses/by-sa/1.0/deed.en>

კვებითი ჩვევები: ღამის მტაცებელია, რომელიც იკვებება როგორც ფსკერთან, ისე წყლის სვეტში. განსაკუთრებით მგრძნობიარეა წყალში გარედან შემავალი ხმების მიმართ. თავზე არსებული სენსორული არხების სისტემა საშუალებას აძლევს მიაკვლიოს ნადავლის კვალს (მოცურავე თევზის მიერ დატოვებულ წყლის ნაკადებსა და ქიმიურ სიგნალებს) მაშინაც კი, თუ ის 10 წამის წინაა დატოვებული. ამ უნარის წყალობით, შეუძლია მსხვერპლს დაედევნოს 55-ჯერ უფრო დიდი მანძილიდან, ვიდრე თავად ნადავლის სიგრძეა. ღარვები და ახალგაზრდა თევზები ფსკერზე იკვებებიან, სხვადასხვა უხერხემლეებითა და თევზებით. ზრდასრულები კი თევზებითა და წყლის სხვა ხერხემლიანებით საზრდოობენ. მტკნარი წყლის ფსკერზე მცხოვრები სახეობების უმეტესობის მსგავსად, ლოქოს რაციონი მოიცავს რგოლოვან ჭიებს, მუცელფეხიანებს, მწერებს, კიბოსნაირებსა და თევზებს. დაფიქსირებულია, რომ დიდი ლოქოები იკვებებიან მათ შორის ბაყაყებით, გველებით, ვირთხებით, მემინდვრებით, ნუტრიებითა და წყლის ფრინველებით (მაგ., იხვი). ასევე, მიმართავენ კანიბალიზმს და საკუთარ სახეობასაც ჭამენ. ცნობილია ადამიანებზე თავდასხმის შემთხვევებიც! მიუხედავად იმისა, რომ ღამის მტაცებელია, მარტივად ეგუება ახალ გარემოს და კვებით ჩვევებსაც შესაბამისად იცვლის - იკვებება დღის განმავლობაში და ნადირობს სხვადასხვა სახეობის მტაცებლებზე (Freyhof 2024b; Wikipedia 2006).

გამრავლება/სიცოცხლის ციკლი: პირველად 2-3 წლის ასაკში ტოფობს, როდესაც მისი წონა 1-2 კგ-ია. ქვირითს ყრის აპრილ-ივნისში, როცა წყლის ტემპერატურა დაახლოებით 20°C-ია. ჩრდილოეთ რეგიონებში კი ეს პერიოდი აგვისტომდეც გრძელდება. სატოფე ადგილებში მამრები პატარა ტერიტორიებს იცავენ და ბუდეებს მცენარეული მასალისგან აგებენ - თხრიან პატარა ღრმულებს ან ასუფთავებენ სატოფე სუბსტრატს, მაგალითად ტირიფის (*Salix*) ფესვებს. მამრები ბუდეებს ღარვების გამოსვლამდე დარაჯობენ. ტოფობა წყვილებში ხდება, რა დროსაც მამრი მდედრს ეხვევა. ქვირითი 2-3 დღეში იჩეკება, ხოლო ღარვები ბუდეში ყვითრის გაწოვამდე რჩებიან (2-4 დღე) .

კონსერვაციის სტატუსი: IUCN-ის წითელი ნუსხის მიხედვით, იგი მიჩნეულია LC-ად - შეფასებულია 2022 წლის 29 მაისს (Freyhof 2024b).

საინტერესო შენიშვნ(ა)ები: როგორც შეტანილმა სახეობამ, შესაძლოა უარყოფითი ზეგავლენა მოახდინოს ადგილობრივ პოპულაციაზე. მაგალითად, ესპანეთში, მდინარე ებროში, როგორც მტაცებელმა, თითქმის მთლიანად გაანადგურა წვერას ადგილობრივი სახეობა, უზარმაზარ ზომას მიაღწია და, წყალმცენარეების ზრდის გამო, წყლის ევტროფიკაცია გამოიწვია. მიუხედავად ამისა, აღნიშნული მდინარე ანკესით სპორტული თევზაობის მოყვარულებისთვის პოპულარულ ტურისტულ ადგილად იქცა. აღსანიშნავია, რომ ლოქოს შორის შეიძლება ალბინოსებიც შეგვხვდეს. იგი ერთ-ერთია იმ იშვიათ თევზთაგან, რომელსაც უკან ცურვა შეუძლია. დაფიქსირებულია ადამიანებზე და მათ შინაურ ცხოველებზე თავდასხმის შემთხვევებიც. ის ძალიან დიდხანს ცოცხლობს. როგორც მარტივად ხელმისაწვდომი პროდუქტი, პოპულარული საკვებია (Wikipedia 2006).

9.2.7. ჩვეულებრივი კარჩხანა (*Carassius carassius*)



ფოტო: ტერვერ, დ.²²

ფოტო: ონდრეი პეტრლიკ, არნიკა (2024)

აღწერა და იდენტიფიკაცია: პირველად აღწერა ლინემ, 1758 წელს. დიდი, სხივფარფლიანი ძვლოვანი თევზია (Teleostei), რომელიც კობრისებრთა (Cyprinidae) ოჯახს მიეკუთვნება. საშუალო ზომისაა, სიგრძეში 15 სმ-მდე იზრდება (TL). მაქსიმალური სიგრძე 64 სმ-ია დაფიქსირებული. იშვიათად აღემატება 2 კგ-ს, უმაღლესი დაფიქსირებული წონა კი 3 კგ-ია. სიცოცხლის ხანგრძლივობა 10 წელს არ აღემატება.

22 <https://www.fishbase.se/photos/PicturesSummary.php?resultPage=1&ID=270&what=species> <https://creativecommons.org/licenses/by-nc/4.0/?ref=chooser-v1>

ჩვეულებრივ, კაშკაშა ოქროსფერ-მწვანე შეფერილობისაა. ახალგაზრდებს უფრო ოქროსფერ-ბრინჯაოსფერი დაჰკრავთ, თუმცა ზრდასთან ერთად მუქდება. საბოლოოდ, ზრდასრულების ზურგი მუქი მწვანე ფერის ხდება, გვერდების ზედა ნაწილი - მუქი ბრინჯაოსფერი, ქვედა ნაწილი - ოქროსფერი, ფარფლები კი - მოწითალო ან ნარინჯისფერი. არსებობს სხვა ფერის ვარიაციებიც. მისი ერთ-ერთი დამახასიათებელი ნიშანია ზურგის ფარფლის თავისუფალი კიდის ამოზნექილი (კონვექსური) ფორმა. ულვაშები არ აქვს. ჩვეულებრივი კარჩხანა მარტივად ერევათ ვერცხლისფერ კარჩხანაში (*Carassius gibelio*) და მის მონათესავე სახეობაში - ოქროს თევზში (*Carassius auratus*), განსაკუთრებით კი ყავისფერი ოქროს თევზის ფორმასა და ჰიბრიდებში, რადგან ისინი გარეგნულად ერთმანეთს ძალიან ჰგვანან. ჩვეულებრივი კარჩხანას სხეულის ფორმას მაღალი ცვალებადობა ახასიათებს. ისინი, რომლებიც მტაცებელი თევზებით დასახლებულ გარემოში ცხოვრობენ, შედარებით მომრგვალო ფორმებით გამოირჩევიან, რადგან ასეთი ფორმით მტაცებლის ყბაში ჩატევა უფრო რთულია. იმ წყლებში კი, სადაც მტაცებლები ცოტანი ან საერთოდ არ არიან, მათ უფრო წვრილი ფორმა აქვთ (Freyhof 2024a; Wikipedia 2005b).

გავრცელების არეალი: ევრაზია - ჩრდილოეთის, ბალტიის, თეთრი ზღვის, ბარენცის, შავი და კასპიის ზღვების აუზები; ეგეოსის ზღვა - მხოლოდ მარიცას აუზი; აღმოსავლეთით - კოლიმის აუზი (ციმბირი); დასავლეთით - რაინისა და ინგლისის აღმოსავლეთ აუზები. არ გვხვდება ჩრდილოეთის ზღვის აუზის შვედეთისა და ნორვეგიის ტერიტორიაზე. ბალტიის ზღვის აუზში გავრცელებულია ჩრდილოეთით, დაახლოებით 66° ჩრდილოეთის განედამდე. ფართოდ არის შეტანილი იტალიაში, ინგლისსა და საფრანგეთში (Freyhof 2024a; Wikipedia 2005b).

გარემო/ჰაბიტატი: მტკნარი წყლის სახეობაა, ბინადრობს 2°C-დან 22°C-მდე ტემპერატურულ დიაპაზონში, თუმცა მლაშე წყლებშიც გვხვდება. გავრცელებულია მცენარეულობით მდიდარ ტბებში, ტბორებში, ნელი დინების მდინარეებში და შესაძლოა დასახლდეს ხშირი მცენარეულობით დაფარულ დაბლობის წყლების ყურეებში და ჭალებში. ჩვეულებრივ კარჩხანას შეუძლია ხანგრძლივი ზამთრის

გაძლება, მაშინაც კი, როდესაც წყლის ზედაპირი გაყინულია, ჟანგბადის დონე მკვეთრად კლებულობს და წყალი ანოქსიურ (უჟანგბადო) ხდება. აღსანიშნავია, რომ ასეთ პირობებში იგი ანაერობულ სუნთქვაზე გადადის, რა დროსაც მისი ძირითადი მეტაბოლური პროდუქტი ეთანოლი ხდება. ეს მოვლენა ხერხემლიანებში იშვიათად გვხვდება. გარდა ამისა, იგი ადვილად იტანს ზაფხულის მაღალ ტემპერატურასა და ჟანგბადის დაბალ დონეს. მას თითქმის სრულად გამომშრალ ადგილებშიც კი შეუძლია გადარჩენა, რისთვისაც სველ ტალახს აფარებს თავს. იგი სუსტი კონკურენტი და, როგორც წესი, არ გვხვდება იმ წყლებში, სადაც იქთიოფაუნა მრავალფეროვანია და მტაცებლებიც უხვად არიან. თუმცა, იმ გარემოში, სადაც სხვა სახეობები არ გვხვდება, მისი პოპულაცია შესაძლოა ძალზე მომრავლდეს. ის ასევე უძლებს ორგანულ დამბინძურებლებსაც.

კვებითი ჩვევები: ყოვლისმჭამელია, იკვებება მთელი დღის განმავლობაში, თუმცა ძირითადად ღამით. მისი საკვებია პლანქტონი, ფსკერზე მცხოვრები უხერხემლოები, მცენარეულობა და დეტრიტი.

გამრავლება/სიცოცხლის ციკლი: ტოფობა მაისიდან ივლისამდე, 18°C-ზე მაღალ ტემპერატურაზე მიმდინარეობს. მდედრი ქვირითს ხშირი წყალმცენარეულობით მდიდარ და მეჩხერ წყალში ყრის. ცალკეული მდედრები რამდენიმე მამრთან ერთად ქვირითობენ, რა დროსაც, მამრები მომწიფებულ მდედრებს დგაფუნით მიჰყვებიან. მდედრი სეზონზე 3-5-ჯერ ყრის ქვირითს. დადებული ქვირითი წებოვანია და წყალმცენარეებს ემაგრება, საიდანაც ლიფსიტები 4–8 დღის შემდეგ იჩეკებიან.

კონსერვაციის სტატუსი: IUCN-ის წითელი ნუსხის მიხედვით, იგი მიჩნეულია LC-ად - შეფასებულია 2023 წლის 27 იანვარს (Freyhof 2024a).

საინტერესო შენიშვნ(ა)ები: ის ძალიან პოპულარულია ანკესით სპორტულ თევზჭერაში, ფართოდ გამოიყენება საკვებად და, ასევე, მოშენებულია კომერციული მიზნებისთვის. ჰიბრიდიზაციისა და სხვა სახეობებთან მსგავსების გამო, მისი ოდენტიფიცირება რთულია. ახასიათებს იშვიათი მეტაბოლური ადაპტაციის უნარი ჟანგბადის დაბალი შემცველობის გარემოში საცხოვრებლად. ზოგიერთ რეგიონში იგი მავნებლად მიიჩნევა.

9.3. დანართი 3: საკვების მიღების შეფასება - ცხრილები

ცხრილი 9.1:								
ნიმუში ID	GE-R-EGG-1	GE-R-EGG-2	GE-R-EGG-3	GE-R-EGG-4	GE-R-EGG-5	GE-R-EGG-6	GE-R-EGG-7	GE-R-EGG-SUP
POPs-ები კვერცხის ნიმუშებში								
PCDD/F/dl-PCBs (პგ TEQ/გ ნედლე წონაში)	1.78	1.14	1.13	0.73	1.29	2.37	1.46	0.02
Σ6 PCB ნგ/გ ნედლე წონაში	3.47	1.85	1.65	11.6	3.19	6.8	1.23	0.47
ΣDDT ნგ/გ ნედლე წონაში	5.8	7.9	25.5	774	36.6	44.5	1.61	0.18
მოხმარების დოზის გამოთვლა ქალებისთვის, სხეულის მასის თითოეულ კილოგრამზე (73.6 კგ სხეულის წონაში)								
PCDD/F/dl-PCBs (პგ TEQ/კგ სხეულის წონაში)	0.70	0.45	0.44	0.29	0.51	0.93	0.58	0.008
Σ6 PCB (ნგ/კგ სხეულის წონაში)	1.37	0.73	0.65	4.57	1.26	2.68	0.49	0.18
ΣDDT ნგ/გ-1 ნედლე წონაში	2.29	3.12	10.1	305	14.4	17.6	0.64	0.07
მიღებისთვის დაშვებული % და/ან რეფერენტული დოზები								
PCDD/Fs/dl-PCBs-ების პროცენტული წილი EFSA 2018-ის TDI-სთან მიმართებით	280%	179%	178%	115%	203%	373%	230%	3.13%
PCDD/Fs/dl-PCBs-ების პროცენტული წილი WHO 2005-ის TDI-სთან მიმართებით	35%	22.4%	22.2%	14.4%	25.4%	46.6%	28.8%	0.39%
DDT-ის პირობითი TDI-ის პროცენტული წილი	0.023%	0.031%	0.10%	3.05%	0.14%	0.18%	0.0064%	0.0007%
DDT-ის ამერიკული რეფერენტული დოზის პროცენტული წილი	0.46%	0.62%	2.01%	61%	2.89%	3.51%	0.13%	0.014%
მოხმარების დოზის გამოთვლა მამაკაცებისთვის, სხეულის მასის თითოეულ კილოგრამზე (84.4 კგ სხეულის წონაში)								
PCDD/F/dl-PCBs-ები (პგ TEQ/კგ სხეულის წონაში)	0.61	0.39	0.39	0.25	0.44	0.81	0.50	0.007
Σ6 PCB (ნგ/კგ სხეულის წონაში)	1.19	0.64	0.57	3.98	1.10	2.33	0.42	0.16
ΣDDT ნგ გ-1 ნედლე წონაში	2.00	2.72	8.77	266	12.6	15.307	0.553	0.061

ცხრილი 9.1-ის გაგრძელება

მიღებისთვის დაშვებული % და/ან რეფერენტული დოზები

PCDD/Fs/dl-PCBs-ების პროცენტული წილი EFSA-ის 2018-ის TDI-ისთან მიმართებით	244%	156%	155%	100%	177%	325%	201%	2.73%
PCDD/Fs/dl-PCBs-ების პროცენტული წილი WHO-ის 2005-ის TDI-ისთან მიმართებით	30.5%	19.5%	19.4%	12.5%	22.1%	40.6%	25.1%	0.34%
DDT-ის პირობითი TDI-ის პროცენტული წილი	0.020%	0.027%	0.088%	2.66%	0.13%	0.15%	0.006%	0.0006%
DDT-ის ამერიკული რეფერენტული დოზის პროცენტული წილი	0.40%	0.54%	1.75%	53%	2.52%	3.06%	0.11%	0.012%
კვერცხის დაბინძურების დონე PCDD/Fs/dl-PCBs-ებით								
PCDD/Fs + DL PCBs-ები (პგ WHO-TEQ ერთ კვერცხში)	89	57	56	36	64	118	73	0.99
კვერცხის რაოდენობა, რომელიც საჭიროა დღიურად 116 პგ WHO-TEQ-ის მისაღწევად	1.31	2.04	2.06	3.18	1.80	0.98	1.59	117
კვერცხის რაოდენობა, რომელიც საჭიროა დღიურად 14,5 პგ WHO-TEQ-ის მისაღწევად	0.16	0.26	0.26	0.40	0.22	0.12	0.20	14.6

ცხრილი 9.2:												
ნიმუშის ID	GE-RF-1	GE-RF-2/1-2	GE-RF-3/1-3	GE-RF-4/1-2	GE-RF-5	GE-RF-6	GE-RF-7/1-2	GE-RF-8	GE-RF-9/1	GE-RF-9/2-3	GE-RF-10/1-2	GE-RF-11/1-4
Σ6 PCB ნგ/გ ნედლეული	13.004	17.958	11.551	3.868	3.206	5.867	15.433	5.525	4.873	2.646	7.715	7.661
ΣDDT ნგ/გ ნედლეული	46.917	85.640	41.533	12.834	13.853	25.869	47.575	19.271	16.942	29.546	21.846	28.102
მოხმარების დოზის გამოთვლა ქალებისთვის, სხეულის მასის თითოეულ კილოგრამზე (73.6 კგ სხეულის წონაში)												
Σ6 PCB (ნგ/კგ სხეულის წონაში)	5.12	7.08	4.55	1.52	1.26	2.31	6.08	2.18	1.92	1.04	3.04	3.02
ΣDDT ნგ გ-1 სხეულის წონაში	18.49	33.74	16.36	5.06	5.46	10.19	18.75	7.59	6.68	11.64	8.61	11.07
მიღებისთვის დაშვებული % და/ან რეფერენტული დოზები												
DDT-ის პირობითი TDI-ის პროცენტული წილი	0.185%	0.337%	0.164%	0.051%	0.055%	0.102%	0.187%	0.076%	0.067%	0.116%	0.086%	0.111%
DDT-ის ამერიკული რეფერენტული დოზის პროცენტული წილი	3.697%	6.749%	3.273%	1.011%	1.092%	2.039%	3.749%	1.519%	1.335%	2.328%	1.722%	2.215%
მოხმარების დოზის გამოთვლა მამაკაცებისთვის, სხეულის მასის თითოეულ კილოგრამზე (84.4 კგ სხეულის წონაში)												
Σ6 PCB (ნგ/კგ სხეულის წონაში)	4.47	6.17	3.97	1.33	1.10	2.02	5.30	1.90	1.67	0.91	2.65	2.63
ΣDDT ნგ გ-1 ნედლეული	16.12	29.43	14.27	4.41	4.76	8.89	16.35	6.62	5.82	10.15	7.51	9.66
მიღებისთვის დაშვებული % და/ან რეფერენტული დოზები												
DDT-ის პირობითი TDI-ის პროცენტული წილი	0.161%	0.294%	0.143%	0.044%	0.048%	0.089%	0.163%	0.066%	0.058%	0.102%	0.075%	0.097%
DDT-ის ამერიკული რეფერენტული დოზის პროცენტული წილი	3.224%	5.885%	2.854%	0.882%	0.952%	1.778%	3.269%	1.324%	1.164%	2.030%	1.501%	1.931%

10. გამოყენებული წყაროები

- » Ackah M, Anim AK, Zakaria N et al. (2014) Determination of some heavy metal levels in soft drinks on the Ghanaian market using atomic absorption spectrometry method Environmental Monitoring and Assessment 186:8499-8507 doi:10.1007/s10661-014-4019-8
- » Agarwal R, Kuncova H, Petrlik J et al. (2005) Contamination of chicken eggs near the Queen Mary's Hospital, Lucknow medical waste incinerator in Uttar Pradesh (India) by dioxins, PCBs and hexachlorobenzene. Keep the Promise, Eliminate POPs Report. IPEN, Arnika Association, Toxics Link, New Delhi, Prague. doi:10.13140/RG.2.2.18999.21926
- » Ali N, Harrad S, Goosey E et al. (2011) "Novel" brominated flame retardants in Belgian and UK indoor dust: Implications for human exposure Chemosphere 83:1360-1365 <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.02.078>
- » Amadi CN, Igweze ZN, Orisakwe OE (2017) Heavy metals in miscarriages and stillbirths in developing nations Middle East Fertility Society Journal 22:91-100 doi:10.1016/j.mefs.2017.03.003
- » Anderson RA (1997) Chromium as an Essential Nutrient for Humans Regulatory Toxicology and Pharmacology 26:S35-S41 <https://doi.org/10.1006/rtph.1997.1136>
- » Anh HQ, Tomioka K, Tue NM et al. (2018) PBDEs and novel brominated flame retardants in road dust from northern Vietnam: Levels, congener profiles, emission sources and implications for human exposure Chemosphere 197:389-398 <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.01.066>
- » Anwer F, Chaurasia S, Khan AA (2016) Hormonally active agents in the environment: a state-of-the-art review Reviews on environmental health 31:415-433 doi:10.1515/reveh-2016-0014
- » Arp HPH, Møskeland T, Andersson PL et al. (2011) Presence and partitioning properties of the flame retardants pentabromotoluene, pentabromoethylbenzene and hexabromobenzene near suspected source zones in Norway Journal of Environmental Monitoring 13:505-513 doi:10.1039/C0EM00258E
- » ATSDR (2001) Summary Report for the ATSDR Soil-Pica Workshop June 2000, Atlanta, Georgia. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Atlanta, USA
- » ATSDR (2022) Toxicological Profile for DDT, DDE, and DDD. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Atlanta, USA
- » Augustijn-Beckers P, Hornsby A, Wauchope R (1994) The SCS/ARS/CES pesticide properties database for environmental decision-making. II. Additional compounds Reviews of Environmental Contamination and Toxicology: Continuation of Residue Reviews:1-82

- » Australian Government (2011) DDT (1,1,1-trichloro-di-(4-chlorophenyl) ethane), (endorsed 2011). <https://guidelines.nhmrc.gov.au/australian-drinking-water-guidelines/part-5/physical-chemical-characteristics/ddt-1-1-1-trichloro-di-4-chlorophenyl-ethane>. Accessed 2025/06/29 2025
- » Bakradze E, Kuchava G, Shavliashvili L (2017) Study of contamination of the transboundary river Kura in Georgia European Water 58:365-370
- » Balmer JE, Hung H, Vorkamp K et al. (2019) Hexachlorobutadiene (HCB) contamination in the Arctic environment: A review Emerging Contaminants 5:116-122 doi:10.1016/j.emcon.2019.03.002
- » Barnhoorn IE, Bornman MS, Jansen van Rensburg C et al. (2009) DDT residues in water, sediment, domestic and indigenous biota from a currently DDT-sprayed area Chemosphere 77:1236-1241 doi:10.1016/j.chemosphere.2009.08.045
- » Basu M (2023) Impact of Mercury and Its Toxicity on Health and Environment: A General Perspective. In: Kumar N (ed) Mercury Toxicity: Challenges and Solutions. Springer Nature Singapore, Singapore, pp 95-139. doi:10.1007/978-981-99-7719-2_4
- » Bell L, Hsieh H, Guang CR et al. (2023) Persistent organic pollutants (POPs) and heavy metals in surrounding of disposal sites of waste incineration ash in South of Taiwan. IPEN, Arnika - Toxics and Waste Programme, Taiwan Watch Institute, Tainan Community University Gothenburg - Taipei - Tainan – Prague. <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.18913.89449>
- » Bencko V, et al. (1984) Toxické kovy v pracovním a životním prostředí člověka. Avicenum, Praha
- » Besselink H, Jonas A, Pijnappels MS, A Brouwer, B (2004a) Validation of extraction, clean-up and DR CALUX® bioanalysis. Part II: foodstuff Organohalogen Compd 66:677-681
- » Besselink HT, Schipper C, Klamer H et al. (2004b) Intra- and interlaboratory calibration of the DR CALUX® bioassay for the analysis of dioxins and dioxin-like chemicals in sediments Environmental Toxicology and Chemistry 23:2781-2789 doi:10.1897/03-542.1
- » Bhattacharya P, Welch AH, Stollenwerk KG et al. (2007) Arsenic in the environment: Biology and Chemistry Sci Total Environ 379:109-120 doi:10.1016/j.scitotenv.2007.02.037
- » Blake A (2005) The Next Generation of POPs: PBDEs and Lindane. IPEN,
- » Bogutskaya N (2022) Pseudorasbora parva. The IUCN Red List of Threatened Species 2022: e.T166136A156742842. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2022-1.RLTS.T166136A156742842.en>. Accessed 30-06-2025 2025
- » Boor BE, Liang Y, Crain NE et al. (2015) Identification of Phthalate and Alternative Plasticizers, Flame Retardants, and Unreacted Isocyanates in Infant Crib Mattress Covers and Foam Environmental Science & Technology Letters 2:89-94 doi:10.1021/acs.estlett.5b00039
- » Breivik K, Sweetman A, Pacyna JM et al. (2002) Towards a global historical emission inventory for selected PCB congeners — a mass balance approach: 1. Global production and consumption Science of The Total Environment 290:181-198 [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(01\)01075-0](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(01)01075-0)
- » BRI (2011) Standard Operating Procedure for Fish Tissue Sampling. Global Fish & Community Mercury Monitoring Project. BioDiversity Research Institute, Gorham, Maine, USA
- » BRS (2017) All POPs listed in the Stockholm Convention. <http://www.pops.int/TheConvention/ThePOPs/AllPOPs/tabid/2509/Default.aspx>. Accessed 07-03-2019 2019
- » Bystriansky M, Dvorska A, Mach V et al. (2018) Toxic Hot Spots in Thailand. Research Reports based on sampling conducted in 2015–2017. Toxic hotspots. Arnika - Toxics and Waste Programme, EARTH, Bangkok, Prague. <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.24782.43844>
- » Cai K, Li C (2019) Street Dust Heavy Metal Pollution Source Apportionment and Sustainable Management in A Typical City-Shijiazhuang, China Int J Environ Res Public Health 16 doi:10.3390/ijerph16142625
- » Calabrese EJ, Stanek EJ, James RC et al. (1997) Soil ingestion: a concern for acute toxicity in children Environmental Health Perspectives 105:1354-1358
- » Carpenter DO (2013) Effects of persistent and bioactive organic pollutants on human health. John Wiley & Sons.
- » Carson R (1962) Silent spring. New York

- » Castilloux AD, Houde M, Gendron A et al. (2022) Distribution and Fate of Ultraviolet Absorbents and Industrial Antioxidants in the St. Lawrence River, Quebec, Canada *Environ Sci Technol* 56:5009-5019 doi:10.1021/acs.est.1c07932
- » Causin V (2016) Michael Bolgar, Jack Hubball, Joseph Groeger, and Susan Meronek: Handbook for the chemical analysis of plastic and polymer additives. Springer.
- » Coad BW (2021) Carps and Minnows of Iran (Families Cyprinidae and Leuciscidae) vol II.
- » Colborn T, Dumanoski D, Myers JP (1997) Our stolen future: Are we threatening our fertility, intelligence, and survival?—a scientific detective story. Penguin.
- » Copp G, Siriwardena S (2007) *Pseudorasbora parva* (topmouth gudgeon) CABI Compendium doi:10.1079/cabicompendium.67983
- » Covaci A, Harrad S, Abdallah MAE et al. (2011) Novel brominated flame retardants: A review of their analysis, environmental fate and behaviour *Environment International* 37:532-556 <https://doi.org/10.1016/j.envint.2010.11.007>
- » Cox S, Niskar Amanda S, Narayan KMV et al. (2007) Prevalence of Self-Reported Diabetes and Exposure to Organochlorine Pesticides among Mexican Americans: Hispanic Health and Nutrition Examination Survey, 1982–1984 *Environmental Health Perspectives* 115:1747-1752 doi:10.1289/ehp.10258
- » Dallaire F, Dewailly É, Muckle G et al. (2004) Acute Infections and Environmental Exposure to Organochlorines in Inuit Infants from Nunavik *Environmental Health Perspectives* 112:1359-1364 doi:10.1289/ehp.7255
- » De la Torre A, Concejero MA, Martínez MA (2012) Concentrations and sources of an emerging pollutant, decabromodiphenylethane (DBDPE), in sewage sludge for land application *Journal of Environmental Sciences* 24:558-563 [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(11\)60801-2](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(11)60801-2)
- » Debnath B, Singh W, Manna K (2019) Sources and toxicological effects of lead on human health *Indian Journal of Medical Specialities* 10 doi:10.4103/injms.Injms_30_18
- » Dellantonio A, Fitz WJ, Custovic H et al. (2008) Environmental risks of farmed and barren alkaline coal ash landfills in Tuzla, Bosnia and Herzegovina *Environmental Pollution* 153:677-686 <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2007.08.032>
- » Denny M, Baskaran M, Burdick S et al. (2022) Investigation of pollutant metals in road dust in a post-industrial city: Case study from Detroit, Michigan *Frontiers in Environmental Science* 10 doi:10.3389/fenvs.2022.974237
- » DiGangi J, Petrlik J (2005) The Egg Report - Contamination of chicken eggs from 17 countries by dioxins, PCBs and hexachlorobenzene. <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.19316.76166>
- » Dodson RE, Perovich LJ, Covaci A et al. (2012) After the PBDE Phase-Out: A Broad Suite of Flame Retardants in Repeat House Dust Samples from California *Environmental Science & Technology* 46:13056-13066 doi:10.1021/es303879n
- » Donado EP, Oliveira MLS, Goncalves JO et al. (2021) Soil contamination in Colombian playgrounds: effects of vehicles, construction, and traffic *Environmental science and pollution research international* 28:166-176 doi:10.1007/s11356-020-09965-w
- » Dvorská A (2015) Persistent Organic Pollutants in Ekibastuz, Balkhash and Temirtau. Final report on the results of environmental sampling conducted in Kazakhstan in 2013 and 2014 as a part of the project „Empowering the civil society in Kazakhstan in improvement of chemical safety“. In: Toxic Hot Spots in Kazakhstan Monitoring Reports. Arnika - Toxics and Waste Programme, Prague-Karaganda.
- » Dvorská A, Honzajková Z, Šír M et al. (2011) Toxic Hot Spots in Armenia. Monitoring and Sampling Reports. Arnika - Toxics and Waste Programme, Armenian Women for Health and Healthy Environment (AWHHE), Prague - Yerevan. <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.19764.36488>
- » Dvorska A, Petrlik J, Boontongmai T et al. (2023a) Toxic hot spot in Kalasin. Persistent Organic Pollutants (POPs) in the Surroundings of Electronic Waste Recycling Sites in Kalasin Province, Thailand. Arnika – Toxics and Waste Programme and Ecological Alert and Recovery – Thailand. <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.15440.28165>
- » Dvorska A, Petrlik J, Kleger L et al. (2009) DDT in Eggs. Prague. <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.32703.28326>

- » Dvorská A, Petrлік J, Kuncová H et al. (2007) Shrnutí problematiky bývalého skladu pesticidů v Klatovech-Lubech. Stav k červenci 2007 (Summary of the issue of the former pesticide storage in Klatovy-Luby. Situation as of July 2007). Arnika - program Toxické látky a odpady, Brno. <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.29347.84009>
- » Dvorská A, Straková J, Brosche SP, Jindrich et al. (2023b) Environmental, Food and Human Body Burden of Dechlorane Plus in a Waste Recycling Area in Thailand: No Room for Exemptions. IPEN, Arnika, and EARTH, Gothenburg - Bangkok - Prague. doi:10.13140/RG.2.2.21758.15683
- » Dvorská A, Šír M, Honzajková Z et al. (2012) Obsolete pesticide storage sites and their POP release into the environment—an Armenian case study Environmental Science and Pollution Research 19:1944-1952 doi:10.1007/s11356-012-0888-y
- » Eagderi S, Mojazi AB, Adriaens D (2013) Description of the ovarian follicle maturation of the migratory adult female bulatmai barbel (*Luciobarbus capito*, Guldenstadt 1772) in captivity Iranian Journal of Fisheries Sciences 12:550-560
- » EFSA CONTAM (2009) Scientific Opinion on Arsenic in Food EFSA Journal 7 doi:10.2903/j.efsa.2009.1351
- » EFSA CONTAM (2012) Scientific Opinion on Emerging and Novel Brominated Flame Retardants (BFRs) in Food EFSA Journal 10:133
- » EFSA CONTAM (2018) Risk for animal and human health related to the presence of dioxins and dioxin-like PCBs in feed and food EFSA Journal 16:331 doi:doi: 10.2903/j.efsa.2018.5333
- » ECHA (2023) Substance Infocard: 2-(2H-benzotriazol-2-yl)-4,6-di-tert-pentylphenol. <https://echa.europa.eu/cs/substance-information/-/substanceinfo/100.043.062>. Accessed 30-06-2025 2025
- » Eskenazi B, Warner M, Brambilla P et al. (2018) The Seveso accident: A look at 40 years of health research and beyond Environment International 121:71-84 doi:10.1016/j.envint.2018.08.051
- » European Commission (2012) Commission Regulation (EU) No 252/2012 of 21 March 2012 laying down methods of sampling and analysis for the official control of levels of dioxins, dioxin-like PCBs and non-dioxin-like PCBs in certain foodstuffs and repealing Regulation (EC) No 1883/2006 Text with EEA relevance Official Journal of the European Communities
- » European Commission (2016) Commission Regulation (EC) No 1881/2006 of 19 December 2006 setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs (Text with EEA relevance) (OJ L 364, 20.12.2006, p. 5) vol 2006R1881 — EN — 01.04.2016 — 020.001. Official Journal
- » European Commission (2017) Invasive alien species. https://environment.ec.europa.eu/topics/nature-and-biodiversity/invasive-alien-species_en. Accessed 15/06/2025 2025
- » European Commission (2019) Commission Implementing Decision (EU) 2019/2010 establishing the best available techniques (BAT) conclusions, under Directive 2010/75/EU, for waste incineration. Available at: http://data.europa.eu/eli/dec_impl/2019/2010/oj.
- » European Commission (2023) Commission Regulation (EU) 2023/915 of 25 April 2023 on maximum levels for certain contaminants in food and repealing Regulation (EC) No 1881/2006 (Text with EEA relevance) vol EC 1881/2006. Official Journal of the European Communities
- » European Parliament and Council (2025) Consolidated text: Regulation (EC) No 396/2005 of the European Parliament and of the Council of 23 February 2005 on maximum residue levels of pesticides in or on food and feed of plant and animal origin and amending Council Directive 91/414/EEC (Text with EEA relevance). Official Journal of the European Communities
- » Evers DC, DiGangi J, Petrлік J et al. (2013) Global mercury hotspots: New evidence reveals mercury contamination regularly exceeds health advisory levels in humans and fish worldwide. vol 2013-01. Biodiversity Research Institute and IPEN, Gorham, Maine (USA); Göteborg, Sweden. <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.23895.24481>
- » Fattore E, Fanelli R, Dellatte E et al. (2008) Assessment of the dietary exposure to non-dioxin-like PCBs of the Italian general population Chemosphere

73:S278-S283 doi:10.1016/j.chemosphere.2007.12.040

- » Figueiredo AMG, Tocchini M, dos Santos TFS (2011) Metals in playground soils of São Paulo city, Brazil *Procedia Environmental Sciences* 4:303-309 doi:10.1016/j.proenv.2011.03.035
- » Flora SJS, Flora G, Saxena G (2006) Chapter 4 - Environmental occurrence, health effects and management of lead poisoning. In: Casas JS, Sordo J (eds) *Lead*. Elsevier Science B.V., Amsterdam, pp 158-228. <https://doi.org/10.1016/B978-044452945-9/50004-X>
- » Ford M (2024a) *Alburnus alburnus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2024: e.T789A135064432. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2024-2.RLTS.T789A135064432.en>. Accessed 30-06-2025 2025
- » Ford M (2024b) *Luciobarbus capito*. The IUCN Red List of Threatened Species 2024: e.T135687A135110991. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2024-2.RLTS.T135687A135110991.en>. Accessed 30-06-2025 2025
- » Freire C, Koifman RJ, Sarcinelli PN et al. (2014) Association between serum levels of organochlorine pesticides and sex hormones in adults living in a heavily contaminated area in Brazil *Int J Hyg Environ Health* 217:370-378 doi:10.1016/j.ijheh.2013.07.012
- » Freyhof J (2014) *Luciobarbus mursa*. The IUCN Red List of Threatened Species 2014: e.T19383456A19848285. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2014-1.RLTS.T19383456A19848285.en>. Accessed 30-06-2025 2025
- » Freyhof J (2024a) *Carassius carassius*. The IUCN Red List of Threatened Species 2024: e.T3849A58294635. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2024-1.RLTS.T3849A58294635.en>. Accessed 30-06-2025 2025
- » Freyhof J (2024b) *Silurus glanis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2024: e.T40713A58305522. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2024-2.RLTS.T40713A58305522.en>. Accessed 30-06-2025 2025
- » Freyhof J (2024c) *Squalius cephalus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2024: e.T61205A135101356. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2024-2.RLTS.T61205A135101356.en>. Accessed 30-06-2025 2025
- » Genchi G, Sinicropi MS, Lauria G et al. (2020) The Effects of Cadmium Toxicity *International Journal of Environmental Research and Public Health* 17

doi:10.3390/ijerph17113782

- » georgia.to (2025) Udabno. <https://georgia.to/en/places-to-go/kakheti/udabno/>. Accessed 20-05-2025 2025
- » GeoWelResearch (2021) The Importance of the Heavy Manufacturing Sector and the Need for an Industrial Policy in Georgia. https://geowel.org/wp-content/uploads/2021/04/rustavi_steel_industrial_policy_english_1.pdf.
- » Gibson RS, King JC, Lowe N (2016) A Review of Dietary Zinc Recommendations *Food Nutr Bull* 37:443-460 doi:10.1177/0379572116652252
- » Giesy JP, Kannan K (1998) Dioxin-Like and Non-Dioxin-Like Toxic Effects of Polychlorinated Biphenyls (PCBs): Implications For Risk Assessment *Critical Reviews in Toxicology* 28:511-569 doi:10.1080/10408449891344263
- » Gigauri N, Intskirveli L, Surmava A (2023) Study of Rustavi City Atmospheric Pollution with Particulate Matters – PM2.5 and PM10 17
- » Government of Georgia (2014) Industrial policy to stimulate the development of Rustavi metallurgical plant and related industries.
- » Government of Georgia (2018) Persistent Organic Pollutants: National Implementation Plan 2018-2022.
- » Grechko V, Petrlik J, Bell L et al. (2021a) Dioxins and dioxin-like PCBs in chicken eggs and fish from Alaverdi, Armenia *Organohalogen Compounds* 82:97-100
- » Grechko V, Petrlik J, Matuščík J et al. (2021b) Toxic Hot Spots in Northern Armenia. Alaverdi - Yerevan - Prague. <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.32127.38569>
- » Guertin J, Jacobs JA, Avakian CP (2004) *Chromium (VI) handbook*. CRC press,
- » Gujaraidze N (2021) HeidelbergCement Georgia – Company profile 2021. https://greenalt.org/app/uploads/2021/04/haidelbergcement_Eng_2021.pdf.
- » Haller HL, Bartlett PD, Drake NL et al. (1945) The Chemical Composition of Technical DDT1 *Journal of the American Chemical Society* 67:1591-1602 doi:10.1021/ja01225a058
- » Haque R, Inaoka T, Fujimura M et al. (2017) Intake of DDT and its metabolites through food items among reproductive age women in Bangladesh *Chemosphere* 189:744-751 doi:10.1016/j.chemosphere.2017.09.041

- » Harris HH, Pickering IJ, George GN (2003) The chemical form of mercury in fish Science 301:1203-1203 <https://doi.org/10.1126/science.1085941>
- » Has-Schon E, Bogut I, Vukovic R et al. (2015) Distribution and age-related bioaccumulation of lead (Pb), mercury (Hg), cadmium (Cd), and arsenic (As) in tissues of common carp (*Cyprinus carpio*) and European catfish (*Sylurus glanis*) from the Busko Blato reservoir (Bosnia and Herzegovina) Chemosphere 135:289-296 doi:10.1016/j.chemosphere.2015.04.015
- » HelgiLibrary (2025a) Egg Consumption Per Capita in Georgia. <https://www.helgilibrary.com/indicators/egg-consumption-per-capita/georgia/>. Accessed 2025/06/29 2025
- » HelgiLibrary (2025b) Fish Consumption Per Capita in Georgia. <https://www.helgilibrary.com/indicators/fish-consumption-per-capita/georgia/>. Accessed 2025/06/29 2025
- » Hellou J, Lebeuf M, Rudi M (2013) Review on DDT and metabolites in birds and mammals of aquatic ecosystems Environmental Reviews 21:53-69 doi:10.1139/er-2012-0054
- » Hellstrom L, Persson B, Brudin L et al. (2007) Cadmium exposure pathways in a population living near a battery plant Sci Total Environ 373:447-455 doi:10.1016/j.scitotenv.2006.11.028
- » Hlebarov I, Petrlik J, DiGangi J (2005) Contamination of chicken eggs from Kovachevo, Bulgaria by dioxins, PCBs and hexachlorobenzene. IPEN, Arnika Association, Za Zemiata, Sofia, Prague. <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.34098.71365>
- » Hloušková V, Lanková D, Kalachová K et al. (2014) Brominated flame retardants and perfluoroalkyl substances in sediments from the Czech aquatic ecosystem Science of The Total Environment 470–471:407-416 <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.09.074>
- » Hoh E, Zhu L, Hites RA (2005) Novel Flame Retardants, 1,2-Bis(2,4,6-tribromophenoxy)ethane and 2,3,4,5,6-Pentabromoethylbenzene, in United States' Environmental Samples Environmental Science & Technology 39:2472-2477 doi:10.1021/es048508f
- » Hossain M, Rakkibu MG (1999) Effects of copper on aquatic ecosystems-A review Khulna University Studies:259-266
- » Hossain S, Petrlik J (2013) Hazaribag and Gazaria - a Potential Mercury Hot Spots in Bangladesh. Arnika - Toxics and Waster Programme and IPEN, Dhaka - Gothenburg - Prague. <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.17924.42881>
- » Hosseini SM, Sobhanardakani S, Navaei MB et al. (2013) Metal content in caviar of wild Persian sturgeon from the southern Caspian Sea Environmental science and pollution research international 20:5839-5843 doi:10.1007/s11356-013-1598-9
- » Hsieh H, Guang CR, Jelinek N et al. (2023) Persistent Organic Pollutants and Heavy Metals in Surrounding of Disposal Sites of Waste Incineration Ash in Southern Taiwan. Paper presented at the Dioxin 2023 - 43rd International Symposium on Halogenated Persistent Organic Pollutants (POPs) September 10-14, 2023, Maastricht, The Netherlands,
- » Huang CC, Zeng YH, Luo XJ et al. (2018) Level changes and human dietary exposure assessment of halogenated flame retardant levels in free-range chicken eggs: A case study of a former e-waste recycling site, South China Sci Total Environ 634:509-515 doi:10.1016/j.scitotenv.2018.03.386
- » Chattopadhyay S, Chattopadhyay D (2015) Remediation of DDT and Its Metabolites in Contaminated Sediment Current Pollution Reports 1:248-264 doi:10.1007/s40726-015-0023-z
- » Chen H, Teng Y, Lu S et al. (2015) Contamination features and health risk of soil heavy metals in China Sci Total Environ 512-513:143-153 doi:10.1016/j.scitotenv.2015.01.025
- » Chen Y, Wu F, Liu M et al. (2013) A prospective study of arsenic exposure, arsenic methylation capacity, and risk of cardiovascular disease in Bangladesh Environ Health Perspect 121:832-838 doi:10.1289/ehp.1205797
- » IARC (2012) Arsenic and arsenic compounds. In: A review of human Carcinogens IARC Monograph 100C. International Agency for Research of Cancer (IARC), Lyon, pp 41-85
- » IARC (2023) Agents Classified by the IARC Monographs, Volumes 1–132. Last update: 16th October 2022. International Agency for Cancer Research, Paris
- » Ismawati Y, Huda BN, Maharani A et al. (2024) POPs in free-range chicken

- eggs from Indonesia. Paper presented at the Dioxin 2024 - 44th International Symposium on Halogenated Persistent Organic Pollutants (POPs) October, 2024, Singapore,
- » Javed M, Usmani N (2017) An Overview of the Adverse Effects of Heavy Metal Contamination on Fish Health Proceedings of the National Academy of Sciences, India Section B: Biological Sciences 89:389-403 doi:10.1007/s40011-017-0875-7
 - » Jayakumar C, DiGangi J, Petrlik J et al. (2005) Contamination of chicken eggs from Eloor in Kerala, India, by dioxins, PCBs and hexachlorobenzene. Keep the Promise, Eliminate POPs Report. IPEN, Arnika Association, Thanal, Kochi, Prague. <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.15215.61609>
 - » Jelinek N, Černochová M, Petrlik J et al. (2024) POPs Contamination of the Sediments and Soils of Kakhovka Reservoir in Comparison with the Upper Dnipro River. Paper presented at the Dioxin 2024 - 44th International Symposium on Halogenated Persistent Organic Pollutants (POPs) October, 2024, Singapore.
 - » Jeong GH, Kadokami K, Iwamura T et al. (2010) Comparison of Persistent Organic Pollutants levels in freshwater fish (Crucian carp) between Korea and Japan Organohalogen Compounds 72
 - » Jiang Y, Shi L, Guang AL et al. (2018) Contamination levels and human health risk assessment of toxic heavy metals in street dust in an industrial city in Northwest China Environ Geochem Health 40:2007-2020 doi:10.1007/s10653-017-0028-1
 - » Jin Z, Liu T, Yang Y et al. (2014) Leaching of cadmium, chromium, copper, lead, and zinc from two slag dumps with different environmental exposure periods under dynamic acidic condition Ecotoxicol Environ Saf 104:43-50 doi:10.1016/j.ecoenv.2014.02.003
 - » Johnson WW, Finley MT (1980) Handbook of acute toxicity of chemicals to fish and aquatic invertebrates: Summaries of toxicity tests conducted at Columbia National Fisheries Research Laboratory, 1965-78 vol 137. US Department of the Interior, Fish and Wildlife service,
 - » Ju YR, Chen WY, Liao CM (2012) Assessing human exposure risk to cadmium through inhalation and seafood consumption J Hazard Mater 227-228:353-361 doi:10.1016/j.jhazmat.2012.05.060
 - » Julander A, Westberg H, Engwall M et al. (2005) Distribution of brominated flame retardants in different dust fractions in air from an electronics re-cycling facility Science of The Total Environment 350:151-160 <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.01.015>
 - » Karlsson T, Brosché S, Alidoust M et al. (2021) Plastic pellets found on beaches all over the world contain toxic chemicals International Pollutants Elimination Network (IPEN):25
 - » Kaur H, Garg N (2021) Zinc toxicity in plants: a review Planta 253:129 doi:10.1007/s00425-021-03642-z
 - » Khwaja M, Petrlik J, DiGangi J et al. (2005) Contamination of chicken eggs near the dump site on the edge of Peshawar, Pakistan by dioxins, PCBs and hexachlorobenzene. IPEN, Arnika Association, Sustainable Development Policy Institute, Islamabad, Prague. <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.16418.40642>
 - » Kianpor M, Payandeh K, Ghanavati N (2019) Environmental Assessment of Some Heavy Metals Pollution in Street Dust in the Industrial Areas of Ahvaz Jundishapur J Health Sci 11 doi:10.5812/jjhs.87212
 - » Kleger L, Kuncova H, Mansaku-Meksi M et al. (2006) Albania - Country Situation Report on POPs. Eden Center, Arnika - Toxics and Waste Programme, , Tirana – Prague. <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.17530.88004>
 - » Klise GT, Neir AM, Campana ME et al. (2009) Hydrovulnerability of West Asia. In: UNEP: Hydropolitical Vulnerability and Resilience along International Waters-Asia, Nairobi. pp 57-88
 - » Kohušová K, Havel L, Vlasák P et al. (2010) A long-term survey of heavy metals and specific organic compounds in biofilms, sediments, and surface water in a heavily affected river in the Czech Republic Environmental Monitoring and Assessment 174:555-572 doi:10.1007/s10661-010-1478-4
 - » Krejpcio Z, Sionkowski S, Bartela J (2005) Safety of Fresh Fruits and Juices Available on the Polish Market as Determined by Heavy Metal Residues Polish Journal of Environmental Studies 14:877-881
 - » Kubier A, Wilkin RT, Pichler T (2019) Cadmium in soils and groundwater: A review Appl Geochem 108:1-16 doi:10.1016/j.apgeochem.2019.104388
 - » Kumari S, Amit, Jamwal R et al. (2020) Recent developments in environmental

- mercury bioremediation and its toxicity: A review *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management* 13 doi:10.1016/j.enmm.2020.100283
- » Labunska I, Harrad S, Santillo D et al. (2013) Domestic Duck Eggs: An Important Pathway of Human Exposure to PBDEs around E-Waste and Scrap Metal Processing Areas in Eastern China *Environmental Science & Technology* 47:9258-9266 doi:10.1021/es402300m
 - » Labunska I, Harrad S, Wang M et al. (2014) Human Dietary Exposure to PBDEs Around E-Waste Recycling Sites in Eastern China *Environmental Science & Technology* 48:5555-5564 doi:10.1021/es500241m
 - » Lambiasi S, Serpe FP, Cavallo S et al. (2017) Occurrence of polychlorinated dibenzo-p-dioxins (PCDDs), dibenzofurans (PCDFs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) in eggs from free-range hens in Campania (southern Italy) and risk evaluation *Food Additives & Contaminants: Part A* 34:56-64 doi:10.1080/19440049.2016.1260167
 - » Law K, Halldorson T, Danell R et al. (2006) Bioaccumulation and trophic transfer of some brominated flame retardants in a Lake Winnipeg (Canada) food web *Environmental Toxicology and Chemistry* 25:2177-2186 doi:10.1897/05-500r.1
 - » Lee SC, Sverko E, Harner T et al. (2016) Retrospective analysis of “new” flame retardants in the global atmosphere under the GAPS Network *Environmental Pollution* 217:62-69 <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.01.080>
 - » Li D, Lu Q, Cai L et al. (2023) Characteristics of Soil Heavy Metal Pollution and Health Risk Assessment in Urban Parks at a Megacity of Central China *Toxics* 11 doi:10.3390/toxics11030257
 - » Li N, Chen X-W, Deng W-J et al. (2018) PBDEs and Dechlorane Plus in the environment of Guiyu, Southeast China: A historical location for E-waste recycling (2004, 2014) *Chemosphere* 199:603-611 <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.02.041>
 - » Lin LQ, Cong L, Yun WH et al. (2015) Association of soil cadmium contamination with ceramic industry: a case study in a Chinese town *Sci Total Environ* 514:26-32 doi:10.1016/j.scitotenv.2015.01.084
 - » Liu P, Wang CN, Song XY et al. (2010) Dietary intake of lead and cadmium by children and adults - Result calculated from dietary recall and available lead/cadmium level in food in comparison to result from food duplicate diet method *Int J Hyg Environ Health* 213:450-457 doi:10.1016/j.ijheh.2010.07.002
 - » Lomsadze Z, Makharadze K, Pirtskhalava R (2016) The ecological problems of rivers of Georgia (the Caspian Sea basin) *Annals of Agrarian Science* 14:237-242 doi:10.1016/j.aasci.2016.08.009
 - » Mach V, Petrlik J (2016) Znečištění vodních toků perzistentními organickými polutanty ve vybraných zájmových oblastech. (Pollution of selected parts of the Czech rivers and creeks by persistent organic pollutants). *Arnika - Toxické látky a odpady*, Praha. <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.25549.44003>
 - » Mach V, Skalský M, Petrlik J et al. (2016) Chemical Plants as a Significant Source of Mercury Contamination in the Central and Eastern European Region. *Arnika - Toxics and Waste Programme, IPEN - Heavy Metals Working Group*, Prague. <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.29081.65122>
 - » Mansouri A, Cregut M, Abbes C et al. (2017) The Environmental Issues of DDT Pollution and Bioremediation: a Multidisciplinary Review *Appl Biochem Biotechnol* 181:309-339 doi:10.1007/s12010-016-2214-5
 - » Matoušková K, Mach V, Grechko V et al. (2023) The price of gold: How gold mining affects pollution with heavy metals in Armenia <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.22870.83529/2>
 - » McGeer JC, Szebedinszky C, McDonald DG et al. (2000) Effects of chronic sublethal exposure to waterborne Cu, Cd or Zn in rainbow trout. 1: Iono-regulatory disturbance and metabolic costs *Aquatic Toxicology* 50:231-243 [https://doi.org/10.1016/S0166-445X\(99\)00105-8](https://doi.org/10.1016/S0166-445X(99)00105-8)
 - » McGrath TJ, Ball AS, Clarke BO (2017) Critical review of soil contamination by polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and novel brominated flame retardants (NBFRs); concentrations, sources and congener profiles *Environmental Pollution* 230:741-757 <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.07.009>
 - » Medeiros RJ, dos Santos LMG, Freire AS et al. (2012) Determination of inorganic trace elements in edible marine fish from Rio de Janeiro State, Brazil *Food Control* 23:535-541 doi:10.1016/j.foodcont.2011.08.027
 - » Mchedluri T, Makharoblidze N (2018) Determination of Cadmium and Mer-

cury Contamination Level in the Fish of the River Mtkvari Russian Journal of Biological Research:16-19

- » Mikolajczyk S, Warenik-Bany M, Pajurek M (2022) Dioxins and PCBs in freshwater fish and sediments from Polish lakes Food Additives & Contaminants: Part B 15:159-167 doi:10.1080/19393210.2022.2055154
- » Mng'anya S, Petrlik J, DiGangi J et al. (2005) Contamination of chicken eggs near the Vikuge obsolete pesticides stockpile in Tanzania by dioxins, PCBs and hexachlorobenzene. IPEN, Arnika Association, Agenda, Dar-es-Salam, Prague. <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.10998.57926>
- » Mohr S, García-Bermejo Á, Herrero L et al. (2014) Levels of brominated flame retardants (BFRs) in honey samples from different geographic regions Science of The Total Environment 472:741-745 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.11.035>
- » Moklyachuk L, Drebot O, Moklyachuk O et al. (2014) Ecological Risks from Contamination of Ukrainian Soils by Persistent Organic Pollutants Environment and Ecology Research 2:27-34 doi:10.13189/eer.2014.020105
- » Moya J, Phillips L (2014) A review of soil and dust ingestion studies for children J Expos Sci Environ Epidemiol 24:545-554 doi:10.1038/jes.2014.17
- » Muenhor D, Harrad S, Ali N et al. (2010) Brominated flame retardants (BFRs) in air and dust from electronic waste storage facilities in Thailand Environment International 36:690-698 doi:DOI: 10.1016/j.envint.2010.05.002
- » Munsch C, Héas-Moisán K, Tixier C et al. (2011) Classic and novel brominated flame retardants (BFRs) in common sole (*Solea solea* L.) from main nursery zones along the French coasts Science of The Total Environment 409:4618-4627 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.07.021>
- » Musilova J, Bystricka J, Vollmannova A et al. (2017) Safety of Potato Consumption in Slovak Region Contaminated by Heavy Metals due to Previous Mining Activity Journal of Food Quality 2017:1-11 doi:10.1155/2017/9385716
- » MŽP (2021a) Nikl a sloučeniny (jako Ni). <https://www.irz.cz/latky-v-irz/nikl-a-slouceniny-jako-ni>.
- » MŽP (2021b) Zinek a sloučeniny (jako Zn) - profil látky v IRZ. https://www.irz.cz/latky-v-irz/zinek-a-slouceniny-jako-zn#field_content_charakteristika. Accessed 2023/07/20 2023

- » Ngoc Do AT, Ha Y, Kang HJ et al. (2022) Equilibrium leaching of selected ultraviolet stabilizers from plastic products J Hazard Mater 427:128144 doi:10.1016/j.jhazmat.2021.128144
- » Nieder R, Benbi DK, Reichl FX et al. (2018) Soil-borne particles and their impact on environment and human health Soil components and human health:99-177
- » Nordberg GF, Åkesson A, Nogawa K et al. (2022) Cadmium. In: Handbook on the Toxicology of Metals. pp 141-196. doi:10.1016/b978-0-12-822946-0.00006-4
- » Nriagu J (2007) Zinc toxicity in humans School of Public Health, University of Michigan:1-7
- » O'Neill SM, Carey AJ, Harding LB et al. (2020) Chemical tracers guide identification of the location and source of persistent organic pollutants in juvenile Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*), migrating seaward through an estuary with multiple contaminant inputs Sci Total Environ 712:135516 doi:10.1016/j.scitotenv.2019.135516
- » Ochieng Ochola G, Adhiambo Otieno D, Kecha A et al. (2023) POPs in Plastic Products and Chicken Eggs from Kenya in the Light of the Basel and Stockholm Conventions. Paper presented at the Dioxin 2023 - 43rd International Symposium on Halogenated Persistent Organic Pollutants (POPs) September 10-14, 2023, Maastricht, The Netherlands,
- » Olorunfoba K, Sindiku O, Osibanjo O et al. (2019) Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in chicken eggs and cow milk around municipal dumpsites in Abuja, Nigeria Ecotoxicology and Environmental Safety 179:282-289 <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.04.045>
- » Ordóñez A, Loredó J, De Miguel E et al. (2003) Distribution of heavy metals in the street dusts and soils of an industrial city in northern Spain Arch Environ Contam Toxicol 44:160-170 doi:10.1007/s00244-002-2005-6
- » Pal M, Sachdeva M, Gupta N et al. (2015) Lead Exposure in Different Organs of Mammals and Prevention by Curcumin-Nanocurcumin: a Review Biol Trace Elem Res 168:380-391 doi:10.1007/s12011-015-0366-8
- » Park SY, Ji WH (2023) Assessment of Heavy Metals Contamination in Chil-

- dren's Playground Soil in Seoul Journal of Environmental Impact Assessment 32:269-278
- » Parlak M, Tunçay T, Botsou F (2022) Heavy Metals in Soil and Sand from Playgrounds of Çanakkale City (Turkey), and Related Health Risks for Children Sustainability 14 doi:10.3390/su14031145
 - » Pechova A, Pavlata L (2007) Chromium as an essential nutrient: a review Veterinární medicína 52:1-18
 - » Peng T, O'Connor D, Zhao B et al. (2019) Spatial distribution of lead contamination in soil and equipment dust at children's playgrounds in Beijing, China Environ Pollut 245:363-370 doi:10.1016/j.envpol.2018.11.011
 - » Perez AL, Anderson KA (2009) DGT estimates cadmium accumulation in wheat and potato from phosphate fertilizer applications Sci Total Environ 407:5096-5103 doi:10.1016/j.scitotenv.2009.05.045
 - » Petrlik J (2016) Persistent Organic Pollutants (POPs) in Chicken Eggs from Hot Spots in China (Updated version):25 doi:10.13140/RG.2.2.36048.30723
 - » Petrlik J, Adu-Kumi S, Hogarh JN et al. (2019a) Persistent Organic Pollutants (POPs) in Eggs: Report from Africa. IPEN, Arnika - Toxics and Waste Programme, CREPD - Centre de Recherche et d'Education pour le Développement, Accra - Yaounde - Gothenburg - Prague. <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.34124.46723>
 - » Petrlik J, Arkenbout A, Bell L et al. (2019b) PCDD/Fs, PCBs and HCB in eggs - Data from Armenia, Belarus, Czech Republic and Ukraine Organohalogen Compounds 81:120-123
 - » Petrlik J, Bell L, Beeler B et al. (2021a) Plastic waste disposal leads to contamination of the food chain. International Pollutants Elimination Network (IPEN), Arnika - Toxics and Waste Programme. <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.22325.24808>
 - » Petrlik J, Bell L, DiGangi J et al. (2022a) Monitoring Dioxins and PCBs in Eggs as Sensitive Indicators for Environmental Pollution and Global Contaminated Sites and Recommendations for Reducing and Controlling Releases and Exposure Emerging Contaminants 8:254-279 <https://doi.org/10.1016/j.emcon.2022.05.001>
 - » Petrlik J, Havel M, Skalsky M (2006) Persistent Organic Pollutants in the Czech Republic -Country Situation Report. What Was Lost on the Way to National Implementation Plan. Arnika Association, Prague. <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.14804.63361>
 - » Petrlik J, Ismawati Y, Arisandi P et al. (2020) Toxic Hot Spots in Java and Persistent Organic Pollutants (POPs) in Eggs. IPEN, Arnika - Toxics and Waste Programme, Nexus3, Ecoton, Jakarta - Gresik - Gothenburg - Prague. <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.35755.21288>
 - » Petrlik J, Ismawati Y, Jelinek N et al. (2024) Toxic Hot Spots in Java II. IPEN, Arnika - Toxics and Waste Programme, Nexus3, Jakarta - Gothenburg - Prague. <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.26096.67848>
 - » Petrlik J, Kalmykov D, Behnisch PA et al. (2015a) Toxic Hot Spots in Kazakhstan. Monitoring Reports. Publication of the project „Empowering the civil society in Kazakhstan in improvement of chemical safety“. Arnika - Toxics and Waste Programme, EcoMuseum, CINEST, Prague-Karaganda. doi:10.13140/RG.2.2.13533.41448
 - » Petrlik J, Kalmykov D, Behnisch PA et al. (2016) Chicken eggs as the indicator of the pollution of environment in Kazakhstan. Results of sampling conducted in 2013 – 2016 (Использование яиц кур свободного содержания в качестве индикатора загрязнения в Казахстане. Результаты опробования, проведенного в период в 2013 по 2016 гг.). Arnika – Citizens Support Centre, EcoMuseum Karaganda, Eco Mangystau, Prague - Karaganda - Aktau. doi:10.13140/RG.2.2.22455.73125
 - » Petrlik J, Kalmykov D, Bell L et al. (2017) Brominated flame retardants in eggs – data from Kazakhstan and Thailand Organohalogen Compd 79:167-170
 - » Petrlik J, Matušík J, Straková J et al. (2021b) Part II: Persistent organic pollutants (POPs) in chicken eggs and soils from three selected localities in Moldova. <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.36530.82883>
 - » Petrlik J, Ochieng Ochola G, Adhiambo Otieno D et al. (2025a) POPs in Eggs from two sites in Kenya: Contamination in the vicinity of two medical waste incinerators in Kenya. CEJAD, Arnika – Toxics and Waste Programme, IPEN. <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.19232.90884>

- » Petrlik J, Strakova J (2018) Persistent Organic Pollutants (POPs) in Chicken Eggs from Alaverdi, Armenia. Results of sampling conducted in 2018. Arnika – Toxics and Waste Programme, Armenian Women for Health and Healthy Environment (AWHHE) and Ecolur, Yerevan - Prague. <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.28434.09925>
- » Petrlik J, Strakova J, Grechko V et al. (2022b) Persistent Organic Pollutants in Free-Range Chicken Eggs from Moldova Organohalogen Compounds 83:89-93
- » Petrlik J, Strakova J, Jopkova M et al. (2025b) Global Map of Selected POPs-Contaminated Sites. Arnika – Toxics and Waste Programme, International Pollutants Elimination Network (IPEN),. <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.25175.18089>
- » Petrlik J, Straková J, Skalský M et al. (2018) Use of free-range poultry eggs as an indicator of the pollution in Eastern Ukraine. Arnika – Citizens Support Centre, Ekodiya, Kyiv - Prague. doi:10.13140/RG.2.2.35144.98561
- » Petrlik J, Šír M, Honzajková Z et al. (2015b) Contaminated sites and their management. Case studies: Kazakhstan and Armenia. Arnika - Toxics and Waste Programme, AWHHE, CINEST, EcoMuseum,, Prague-Karaganda. <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.23180.31369>
- » Pirard C, Focant J, Massart A et al. (2004) Assessment of the impact of an old MSWI. Part 1: Level of PCDD/Fs and PCBs in surrounding soils and eggs Organohalogen Compounds 66:2085-2090
- » Pohl HR, McClure PR, Fay M et al. (2001) Public health assessment of hexachlorobenzene Chemosphere 43:903-908 [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(00\)00451-3](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(00)00451-3)
- » Polder A, Müller MB, Brynildsrud OB et al. (2016) Dioxins, PCBs, chlorinated pesticides and brominated flame retardants in free-range chicken eggs from peri-urban areas in Arusha, Tanzania: Levels and implications for human health Science of The Total Environment 551–552:656-667 <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.02.021>
- » Poma G, Volta P, Roscioli C et al. (2014) Concentrations and trophic interactions of novel brominated flame retardants, HBCD, and PBDEs in zooplankton and fish from Lake Maggiore (Northern Italy) Science of The Total Environment 481:401-408 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.02.063>
- » POP RC (2006a) Risk profile on commercial pentabromodiphenyl ether, UNEP/POPS/POPRC.2/17/Add.1. Stockholm Convention POPs Review Committee,
- » POP RC (2006b) Risk profile on lindane. Stockholm Convention POPs Review Committee,
- » POP RC (2007a) Risk profile on commercial octabromodiphenyl ether, UNEP/POPS/POPRC.3/20/Add.6. Stockholm Convention POPs Review Committee,
- » POP RC (2007b) Risk profile on pentachlorobenzene. Stockholm Convention POPs Review Committee,
- » POP RC (2008) Risk management evaluation for pentachlorobenzene. Stockholm Convention POPs Review Committee,
- » POP RC (2010) Risk profile on hexabromocyclododecane, UNEP/POPS/POPRC.6/13/Add.2. Stockholm Convention POPs Review Committee,
- » POP RC (2012) Risk profile on hexachlorobutadiene. Stockholm Convention POPs Review Committee,
- » POP RC (2014) Risk profile on decabromodiphenyl ether (commercial mixture, c-decaBDE), UNEP/POPS/POPRC.10/10/Add.2. Stockholm Convention POPs Review Committee,
- » POP RC (2021a) Annex to decision POPRC-16/3 Evaluation of UV-328 against the criteria of Annex D. Stockholm Convention POPs Review Committee,
- » POP RC (2021b) Draft risk profile: Dechlorane Plus. UNEP/POPS/POPRC.17/3. Stockholm Convention POPs Review Committee,
- » POP RC (2021c) Draft risk profile: UV-328. UNEP/POPS/POPRC.17/4. Stockholm Convention POPs Review Committee,
- » POP RC (2022) Report of the Persistent Organic Pollutants Review Committee on the work of its seventeenth meeting. Addendum: Risk profile for UV-328. UNEP/POPS/POPRC.17/13/Add3. Stockholm Convention POPs Review Committee,
- » POP RC (2024) Proposal to list polyhalogenated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in Annex C to the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants, UNEP/POPS/POPRC.20/5. Stockholm Convention POPs Review Committee,
- » Poporadze N, Abzianidze D, Dvali M et al. (2010) Efficiency of Ecological Monitoring in Case of the Pollution of River Mtkvari by Heavy Metals Transactions

- of Georgian Technical University (GTU) 477:21-28
- » Pulkrabova J, Hradkova P, Lacina O et al. (2011) Perfluorinated contaminants in food of animal origin: Survey in 4 European regions Organohalogen Compounds 73:325-328
 - » Qin X, Qin Z, Li Y et al. (2011) Polybrominated diphenyl ethers in chicken tissues and eggs from an electronic waste recycling area in southeast China Journal of Environmental Sciences 23:133-138 [http://dx.doi.org/10.1016/S1001-0742\(10\)60384-1](http://dx.doi.org/10.1016/S1001-0742(10)60384-1)
 - » Rahman A, Vahter M, Ekstrom EC et al. (2011) Arsenic exposure in pregnancy increases the risk of lower respiratory tract infection and diarrhea during infancy in Bangladesh Environ Health Perspect 119:719-724 doi:10.1289/ehp.1002265
 - » Rainbow PS, Luoma SN (2011) Metal toxicity, uptake and bioaccumulation in aquatic invertebrates--modelling zinc in crustaceans Aquat Toxicol 105:455-465 doi:10.1016/j.aquatox.2011.08.001
 - » Rao JV, Vengamma B, Naveen T et al. (2014) Lead encephalopathy in adults J Neurosci Rural Pract 5:161-163 doi:10.4103/0976-3147.131665
 - » Rasheed H, Slack R, Kay P (2016) Human health risk assessment for arsenic: A critical review Critical Reviews in Environmental Science and Technology 46:1529-1583 doi:10.1080/10643389.2016.1245551
 - » Rauert C, Schuster JK, Eng A et al. (2018) Global Atmospheric Concentrations of Brominated and Chlorinated Flame Retardants and Organophosphate Esters Environ Sci Technol 52:2777-2789 doi:10.1021/acs.est.7b06239
 - » Reed L, Büchner V, Tchounwou PB (2007) Environmental Toxicology and Health Effects Associated with Hexachlorobenzene Exposure Reviews on environmental health 22:213 <https://doi.org/10.1515/REVEH.2007.22.3.213>
 - » Ren M, Zeng H, Peng P-A et al. (2017) Brominated dioxins/furans and hydroxylated polybrominated diphenyl ethers: Occurrences in commercial 1,2-bis(2,4,6-tribromophenoxy)ethane (BTBPE) and 2,4,6-tribromophenol, and formation during synthesis of BTBPE Environmental Pollution 226:394-403 <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.03.077>
 - » Ricklund N, Kierkegaard A, McLachlan MS (2010) Levels and Potential Sources of Decabromodiphenyl Ethane (DBDPE) and Decabromodiphenyl Ether (DecaBDE) in Lake and Marine Sediments in Sweden Environmental Science & Technology 44:1987-1991 doi:10.1021/es903701q
 - » Rodriguez VM, Jimenez-Capdeville ME, Giordano M (2003) The effects of arsenic exposure on the nervous system Toxicol Lett 145:1-18 doi:10.1016/s0378-4274(03)00262-5
 - » Rudd JW, Furutani A, Turner MA (1980) Mercury methylation by fish intestinal contents Appl Environ Microbiol 40:777-782
 - » Saetang P, Wangkiat A, Jelinek N et al. (2024) POPs in the vicinity of waste incinerators in Phuket, Thailand. Paper presented at the Dioxin 2024 - 44th International Symposium on Halogenated Persistent Organic Pollutants (POPs) October, 2024, Singapore.
 - » Sakuragi Y, Takada H, Sato H et al. (2021) An analytical survey of benzotriazole UV stabilizers in plastic products and their endocrine-disrupting potential via human estrogen and androgen receptors Sci Total Environ 800:149374 doi:10.1016/j.scitotenv.2021.149374
 - » Sala M, Ribas-Fitó N, Cardo E et al. (2001) Levels of hexachlorobenzene and other organochlorine compounds in cord blood: exposure across placenta Chemosphere 43:895-901 [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(00\)00450-1](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(00)00450-1)
 - » Saracoglu S, Tuzen M, Soylak M (2009) Evaluation of trace element contents of dried apricot samples from Turkey J Hazard Mater 167:647-652 doi:10.1016/j.jhazmat.2009.01.011
 - » Shezi B, Street RA, Webster C et al. (2022) Heavy Metal Contamination of Soil in Preschool Facilities around Industrial Operations, Kuils River, Cape Town (South Africa) Int J Environ Res Public Health 19 doi:10.3390/ijerph19074380
 - » Shi Z, Zhang L, Li J et al. (2016) Novel brominated flame retardants in food composites and human milk from the Chinese Total Diet Study in 2011: Concentrations and a dietary exposure assessment Environment International 96:82-90 <https://doi.org/10.1016/j.envint.2016.09.005>
 - » Shoniya, Japoshvili B, Kokosadze (2011) The invasive species Pseudorasbora parva (Teleostei, Cyprinidae) in the ecosystem of Lake Bazalety Zoologicheskii zhurnal Vol. 90:1277-1280

- » Skalsky M, Kuncova H, Petrlik J et al. (2006) CEE Waste Incineration Hot Spots Report: Lysá nad Labem, Hazardous Waste Incinerator and POPs Waste Stockpile in Milovice - Medical Waste Incineration in Romania - Koshice Municipal Waste Incinerator: A POPs Hotspot in Slovakia. Arnika - Toxics and Waste Programme, Prague. <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.14804.63361>
- » Skidmore JF (1964) Toxicity of Zinc Compounds to Aquatic Animals, with Special Reference to Fish The Quarterly Review of Biology 39:227-248 doi:10.1086/404229
- » Sobhanardakani S, Tayebi L, Hosseini SV (2018) Health risk assessment of arsenic and heavy metals (Cd, Cu, Co, Pb, and Sn) through consumption of caviar of *Acipenser persicus* from Southern Caspian Sea Environmental Science and Pollution Research 25:2664-2671 doi:10.1007/s11356-017-0705-8
- » Soderstrom G, Marklund S (2002) PBCDD and PBCDF from incineration of waste containing brominated flame retardants Environ Sci Technol 36:1959-1964
- » Song Y, Zhang J, Yu S et al. (2012) Effects of chronic chromium(vi) exposure on blood element homeostasis: an epidemiological study Metallomics 4:463-472 doi:10.1039/c2mt20051a
- » Sorensen EMB (1991) Metal poisoning in fish. CRC press,
- » Squadrone S, Brizio P, Nespoli R et al. (2015) Human dietary exposure and levels of polychlorinated dibenzo-p-dioxins (PCDDs), polychlorinated dibenzofurans (PCDFs), dioxin-like polychlorinated biphenyls (DL-PCBs) and non-dioxin-like polychlorinated biphenyls (NDL-PCBs) in free-range eggs close to a secondary aluminum smelter, Northern Italy Environmental Pollution 206:429-436 <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2015.07.048>
- » Srebny V (2021) UV-328 qualifies for screening as POP. https://foodpackaging-forum.org/news/uv-328-qualifies-for-screening-as-pop?utm_source=chatgpt.com. Accessed 30-06-2025 2025
- » Stockholm Convention (2010) Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants (POPs) as amended in 2009. Text and Annexes. Geneva
- » Stockholm Convention (2013) An amendment to Annex A adopted by the Conference of the Parties to the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants at its sixth meeting (Decision SC-6/13). Geneva
- » Stockholm Convention (2016) Report for the evaluation and review of brominated diphenyl ethers listed in Annex A to the Convention. UNEP/POPS/COP.8/INF/12. Geneva
- » Stockholm Convention (2019) The 12 initial POPs under the Stockholm Convention. <http://www.pops.int/TheConvention/ThePOPs/The12InitialPOPs/tabid/296/Default.aspx>. Accessed 15/12/2021 2021
- » Stockholm Convention (2023) Decision SC-11/[--]: Listing of Dechlorane Plus. Geneva
- » Sun G, Li Z, Liu T et al. (2017) Metal Exposure and Associated Health Risk to Human Beings by Street Dust in a Heavily Industrialized City of Hunan Province, Central China Int J Environ Res Public Health 14 doi:10.3390/ijerph14030261
- » Sundseth K, Pacyna JM, Pacyna EG et al. (2017) Global Sources and Pathways of Mercury in the Context of Human Health Int J Environ Res Public Health 14 doi:10.3390/ijerph14010105
- » Suta M, Grechko V, Strakova J (2020) Heavy metals in urine samples from residents of the Akhtala amalgamated community located in the mining region of Lori Province, Armenia. <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.31238.40005>
- » Šír M, Dvorská A, Bell L et al. (2015) Места загрязнения токсичными веществами: Центральный и восточный Казахстан (Toxic Hot Spots in Central and Eastern Kazakhstan). Arnika - Toxics and Waste Programme, EcoMuseum, CINEST, Prague-Karaganda. ISBN: 978-80-87651-15-5
- » TACIS (2003) European Commission Progress Report No. 3, Joint River Management Programme on Monitoring and Assessment of Water Quality on Transboundary Rivers, Kura Basin Report. TACIS (The European Union's Technical Assistance to the Commonwealth of Independent States)
- » Teebthaisong A, Saetang P, Petrlik J et al. (2021) Brominated dioxins (PBDD/Fs) in free range chicken eggs from sites affected by plastic waste Organohalogen Compounds 82:199-202
- » Teeyapant P, Ramchiun S, Polputpisatkul D et al. (2014) Serum concentrations of organochlorine pesticides *p,p'*-DDE in adult Thai residents with background levels of exposure The Journal of Toxicological Sciences

- 39:121-127 doi:10.2131/jts.39.121
- » Thomas TA, Brundage PM (2006) Quantitative assessment of potential health effects from the use of fire retardant (FR) chemicals in mattresses.
 - » Tchounwou PB, Ayensu WK, Ninashvili N et al. (2003) Environmental exposure to mercury and its toxicopathologic implications for public health *Environ Toxicol* 18:149-175 doi:10.1002/tox.10116
 - » Tchounwou PB, Yedjou CG, Patlolla AK et al. (2012) Heavy Metal Toxicity and the Environment. In: Luch A (ed) *Molecular, Clinical and Environmental Toxicology: Volume 3: Environmental Toxicology*. Springer Basel, Basel, pp 133-164. doi:10.1007/978-3-7643-8340-4_6
 - » Tlustos C, Fernandes A, Rose M (2010) The emerging BFRs- Hexabromobenzene (HBB), BIS(246-tribromophenoxy)ethane (BTBPE) and decabromodiphenylethane (DBDPE)- in Irish foods *Organohalogen Compounds* 72
 - » Trasande L, DiGangi J, Evers DC et al. (2016) Economic implications of mercury exposure in the context of the global mercury treaty: Hair mercury levels and estimated lost economic productivity in selected developing countries *Journal of Environmental Management* 183, Part 1:229-235 <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.08.058>
 - » Tsai SY, Chou HY, The HW et al. (2003) The effects of chronic arsenic exposure from drinking water on the neurobehavioral development in adolescence *Neurotoxicology* 24:747-753 doi:10.1016/S0161-813X(03)00029-9
 - » Tseng C-H, Chong C-K, Tseng C-P et al. (2003) Long-term arsenic exposure and ischemic heart disease in arseniasis-hyperendemic villages in Taiwan *Toxicology Letters* 137:15-21 [https://doi.org/10.1016/S0378-4274\(02\)00377-6](https://doi.org/10.1016/S0378-4274(02)00377-6)
 - » Turusov V, Rakitsky V, Tomatis L (2002) Dichlorodiphenyltrichloroethane (DDT): ubiquity, persistence, and risks *Environmental Health Perspectives* 110:125-128 doi:10.1289/ehp.02110125
 - » U. S. Geological Survey (2012) *Area Reports—International-Europe and Central Eurasia: U.S. Geological Survey Minerals Yearbook 2009*. United States Govt. Printing Office,
 - » Ullrich SM, Tanton TW, Abdrashitova SA (2001) Mercury in the aquatic environment: a review of factors affecting methylation *Critical reviews in environmental science and technology* 31:241-293
 - » UNDP/GEF (2004) *Reducing Transboundary Degradation in the Kura-Aras Basin*. UNDP Project Document.
 - » UNEP (2020) *POPs Chemicals: Lindane, Alpha-HCH, Beta-HCH*.
 - » UNEP, Stockholm Convention (2013) *Toolkit for Identification and Quantification of Releases of Dioxins, Furans and Other Unintentional POPs under Article 5 of the Stockholm Convention*. United Nations Environment Programme & Stockholm Convention Secretariat, Geneva
 - » UNIDO (2023) *Industrial Waste Mapping in Pilot Areas Zestaponi and Rustavi Municipalities Georgia*.
 - » US EPA (2001) *Water Quality Criterion for the Protection of Human Health: Methylmercury*. Final. EPA-823-R-01-001. Office of Science and Technology, Office of Water, U.S. Environmental Protection Agency Washington, DC,
 - » US EPA (2002) “Reregistration Eligibility Decision (RED) for Lindane,” Case 315, September 25, 2002.
 - » US EPA (2008a) *Health Effects Support Document for 1, 1-Dichloro-2, 2-bis (p-chlorophenyl) Ethylene (DDE)*. US Environmental Protection Agency (USEPA) Washington, DC, USA,
 - » US EPA (2008b) *Child-specific exposure factors handbook* US Environmental Protection Agency, Washington DC:679
 - » van den Berg M, Birnbaum LS, Denison M et al. (2006) The 2005 World Health Organization reevaluation of human and Mammalian toxic equivalency factors for dioxins and dioxin-like compounds *Toxicological sciences : an official journal of the Society of Toxicology* 93:223-241
 - » van den Berg M, Denison MS, Birnbaum LS et al. (2013) Polybrominated Dibenzo-p-dioxins (PBDDs), Dibenzofurans (PBDFs) and Biphenyls (PBBs) - Inclusion in the Toxicity Equivalency Factor Concept for Dioxin-like Compounds *Toxicological Sciences* 133:197-208 doi:10.1093/toxsci/kft070
 - » Vavra J, Brabcova K, Goswami T et al. (2016) *Prague Children Playgrounds Have Problems with Cadmium Contents. Luckily, Contents of Other Toxic Substances Are within Limits*. <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.23479.70563>
 - » Vigeh M, Smith DR, Hsu P-C (2011) How does lead induce male infertility?

- Iranian Journal of Reproductive Medicine 9:1
- » von Lindern I, Spalinger S, Stifelman ML et al. (2016) Estimating Children's Soil/Dust Ingestion Rates through Retrospective Analyses of Blood Lead Biomonitoring from the Bunker Hill Superfund Site in Idaho Environ Health Perspect 124:1462-1470 doi:10.1289/ehp.1510144
 - » Vorkamp K, Bossi R, Rigét FF et al. (2015) Novel brominated flame retardants and dechlorane plus in Greenland air and biota Environmental Pollution 196:284-291 <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.10.007>
 - » Wang L-C, Hsi H-C, Wang Y-F et al. (2010) Distribution of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and polybrominated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans (PBDD/Fs) in municipal solid waste incinerators Environmental Pollution 158:1595-1602 <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.12.016>
 - » Watanabe I, Sakai S-i (2003) Environmental release and behavior of brominated flame retardants Environment International 29:665-682 [https://doi.org/10.1016/S0160-4120\(03\)00123-5](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(03)00123-5)
 - » Weber R, Herold C, Hollert H et al. (2018) Life cycle of PCBs and contamination of the environment and of food products from animal origin Environmental science and pollution research international 25:16325-16343 doi:10.1007/s11356-018-1811-y
 - » Wheatley J (2004) Obstacles Impeding the Regional Integration of the Javakheti Region of Georgia ECMI Working Paper doi:10.5167/uzh-98576
 - » WHO (1998) Polybrominated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans. Environmental Health Criteria, 205 XXI+303P ISBN 92-4-157205-1; 205 (0) 1998 i-xxi; 1-303. World Health Organization, Geneva, Switzerland
 - » WHO (2017) Guidelines for drinking-water quality: fourth edition incorporating the first addendum.
 - » WHO (2019) Exposure to dioxins and dioxin-like substances: A major public health concern. World Health Organization (WHO),
 - » WHO (2023) Dioxins. <https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/dioxins-and-their-effects-on-human-health>. Accessed 21-06-2025 2025
 - » Wikipedia (2002) Squalius cephalus. https://en.wikipedia.org/wiki/Squalius_cephalus. Accessed 28/07/2025 2025
 - » Wikipedia (2005a) Common bleak. https://en.wikipedia.org/wiki/Common_bleak. Accessed 26/03/2025 2025
 - » Wikipedia (2005b) Crucian carp. https://en.wikipedia.org/wiki/Crucian_carp. Accessed 26/03/2025 2025
 - » Wikipedia (2006) Wels catfish. https://en.wikipedia.org/wiki/Wels_catfish. Accessed 26/03/2025 2025
 - » Wikipedia (2008) Stone moroko. https://en.wikipedia.org/wiki/Stone_moroko. Accessed 15/06/2025 2025
 - » Wikipedia (2016) Human Body Weight. https://en.wikipedia.org/wiki/Human_body_weight. Accessed 21-07-2025 2025
 - » Wikipedia (2025) Luciobarbus mursa. https://ru.wikipedia.org/wiki/Luciobarbus_mursa. Accessed 30-06-2025 2025
 - » Woldetsadik D, Simon MP, Knuth D et al. (2021) Exposure to DDT and HCH congeners and associated potential health risks through khat (Catha edulis) consumption among adults in South Wollo, Ethiopia Environ Geochem Health 43:3597-3613 doi:10.1007/s10653-021-00846-w
 - » World Weather (2024) Weather Archive in Rustavi. <https://world-weather.info/archive/georgia/rustavi/#t2>. Accessed 21-04-2024 2024
 - » Wu J-P, Guan Y-T, Zhang Y et al. (2011) Several current-use, non-PBDE brominated flame retardants are highly bioaccumulative: Evidence from field determined bioaccumulation factors Environment International 37:210-215 <http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2010.09.006>
 - » Yamaguchi Y, Kawano M, Tatsukawa R et al. (1988) Hexabromobenzene and its debrominated compounds in human adipose tissues of Japan Chemosphere 17:703-707 [https://doi.org/10.1016/0045-6535\(88\)90250-0](https://doi.org/10.1016/0045-6535(88)90250-0)
 - » Zeng Y-H, Luo X-J, Tang B et al. (2016) Habitat- and species-dependent accumulation of organohalogen pollutants in home-produced eggs from an electronic waste recycling site in South China: Levels, profiles, and human dietary exposure Environ Pollut 216:64-70 doi:10.1016/j.envpol.2016.05.039
 - » Zglobicki W, Telecka M, Skupinski S (2021) Heavy metals in playgrounds in Lublin (E Poland): sources, pollution levels and health risk Environmental science and pollution research international 28:18328-18341 doi:10.1007/s11356-020-09375-y

- » Zhan F, Zhang H, Cao R et al. (2019) Release and Transformation of BTBPE During the Thermal Treatment of Flame Retardant ABS Plastics Environmental Science & Technology 53:185-193 doi:10.1021/acs.est.8b05483
- » Zhang Z, Ren N, Li Y-F et al. (2011) Determination of Benzotriazole and Benzo-phenone UV Filters in Sediment and Sewage Sludge Environmental Science & Technology 45:3909-3916 doi:10.1021/es2004057
- » Zheng X-B, Wu J-P, Luo X-J et al. (2012) Halogenated flame retardants in home-produced eggs from an electronic waste recycling region in South China: Levels, composition profiles, and human dietary exposure assessment Environment International 45:122-128 <http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2012.04.006>

ფოტოები.



რუსთავის სამრეწველო ტერიტორია, საცხოვრებელი რაიონის მეზობლად. ფოტო: ონდრეი პეტრლიკ.



გარემოს დაბინძურების საწინააღმდეგო თემაზე შესრულებული მურალი, რუსთავის მერიის მიმდებარე ტერიტორია. ფოტო: ონდრეი პეტრლიკ.



შპს "რუსელოისი", ფეროშენადნობთა ქარხანა. ფოტო: ონდრეი პეტრლიკ.



რუსთავის ცემენტის ქარხანა. ფოტო: ონდრეი პეტრლიკ.



კონსტიტუციის ქუჩა რუსთავში. ფოტო: ონდრეი პეტრლიკ.



მეტალურგიული ქარხანა "ჯეოსთილი". ფოტო: ონდრეი პეტრლიკ.



მეტალურგიული ქარხანა "ჯეოსთილი". ფოტო: მაიდა სლამოვა



რუსთავის სამრეწველო ზონა. ფოტო: ონდრეი პეტრლიკ



მტკვარი ენერჯი (მტკვარი პესი). ფოტო: მაიდა სლამოვა



რუსთავის სამრეწველო ზონა. ფოტო: ონდრეი პეტრლიკ



რუსთავის ქიმიური საწარმოები. ფოტო: ონდრეი პეტრლიკ



ნიკოლა იელინეკი იღებს მტვრის ნიმუშებს რუსთავის ერთ-ერთი სამრეწველო ზონის გზიდან. ფოტო: ონდრეი პეტრლიკ.



ნიადაგის ნიმუშის აღება რუსთავში, ბუნებრივ გარემოში მოშენებული ქათმების ტერიტორიის მიმდებარედ. ფოტო: ონდრეი პეტრლიკ.



სოფელი თაზაქენდი - ნიმუშების შეგროვება. ფოტო: ონდრეი პეტრლიკ.



მარცელა ჩერნოხოვა დემონსტრირებს მეტალურგიულ ქარხნებს შორის მდებარე გზიდან აღებულ მტვის ნიმუშს. ფოტო: ონდრეი პეტრლიკ.



რუსთავის ბავშვთა სათამაშო მოედნიდან აღებული ნიადაგის ნიმუშის ჰომოგენიზაცია. ფოტო: ონდრეი პეტრლიკ.



ნალექის ნიმუშების აღება რუსთავის ცენტრალური პარკის ტბიდან.
ფოტო: ონდრეი პეტრლიკ.



ნარჩენი წყლების მტკვარში ჩაღვა ჩამდინარე წყლების გამწმენდი
ნაგებობიდან. ფოტო ონდრეი პეტრლიკ. ფოტო: ონდრეი პეტრლიკ.



დანალექების ნიმუშების აღება მტკვრიდან, რუსთავის სიახლოვეს.
ფოტო: ონდრეი პეტრლიკ.



ნალექების ნიმუშის აღება მტკვრის ქვემო წელში, ჩამდინარე წყლების
გამწმენდი ნაგებობიდან ჩაღვრილი ნარჩენი წყლის ადგილიდან ქვემოთ.
ფოტო: ონდრეი პეტრლიკ.



„არნიკა“ აერთიანებს ადამიანებს ბუნებრივი გარემოს გადასარჩენად. ჩვენ გვჯერა, რომ ბუნებრივი გარემო არა მხოლოდ საჩუქარი, არამედ ერთგვარი ვალდებულებაცაა, რომელიც მომავალ თაობებს უნდა შევინარჩუნოთ. 2001 წლიდან, დაფუძნების დღიდან, „არნიკა“ იქცა ჩეხეთის რესპუბლიკის ერთ-ერთ წამყვან ორგანიზაციად გარემოსდაცვით სექტორში. ორგანიზაციის საქმიანობა ეფუძნება სამ ძირითად მიმართულებას: საზოგადოებრივი ჩართულობა, კვლევაზე დაფუძნებული არგუმენტაცია და კომუნიკაცია. დაარსების დღიდანვე „არნიკა“ აწარმოებს საინფორმაციო კამპანიებს როგორც ჩეხეთის რესპუბლიკაში, ასევე მის საზღვრებს გარეთ. ორგანიზაცია მეტწილად მუშაობს ბუნების დაცვაზე, ტოქსიკურ დაბინძურებაზე, ნარჩენების მართვასა და გარემოსდაცვით დემოკრატიაზე.

სამოქალაქო მოძრაობა „გავიგუდეთ“ 2018 წელს, რუსთავში არსებული დაბინძურებული ატმოსფერული ჰაერის ხარისხის გასაუმჯობესებლად დაარსდა. მოძრაობა მუშაობს გარემოსდაცვითი კანონმდებლობის გაუმჯობესების, სამრეწველო ემისიების შემცირების, ჯანსაღი ურბანური გარემოს შექმნისა და საზოგადოების ცნობიერების ამაღლების მიმართულებით. მისი საქმიანობა მოიცავს ადვოკატირებას, საზოგადოებრივ კამპანიებსა და გადაწყვეტილების მიმღებ პირებთან თანამშრომლობას, რის შედეგადაც ჰაერის დაბინძურების საკითხის ეროვნულ დღის წესრიგში მოხვდა და ხელი შეუწყო საკანონმდებლო ცვლილებების განხორციელებას.

დამატებითი ინფორმაცია:

<https://ecoge.org/>

<https://arnika.org/en/countries/georgia>

<https://gavigudet.org/en/>

ISBN: 978-80-88508-67-0

You can download
the study here:



ქართული ვერსია შეგიძლიათ
გადმოწეროთ აქედან

