ՀԱՅԱՍՏԱՆԻ ՀԱՆՐԱՊԵՏՈՒԹՅԱՆ ԳԻՏՈՒԹՅՈՒՆՆԵՐԻ ԱԶԳԱՅԻՆ

ԱԿԱԴԵՄԻԱ

ՀՀ ԳԱԱ ԷԿՈԼՈԳԱՆՈՈՍՖԵՐԱՅԻՆ ՀԵՏԱԶՈՏՈՒԹՅՈՒՆՆԵՐԻ ԿԵՆՏՐՈՆ

ՄԱՂԱՔՅԱՆ ՆԱԻՐՈՒՀԻ ՌԱՖԻԿԻ

ԵՐԵՎԱՆ ՔԱՂԱՔԻ ՕԴԱՅԻՆ ԱՎԱԶԱՆԻ ԵՐԿՐԱՔԻՄԻԱԿԱՆ ԱՌԱՆՁՆԱՀԱՏԿՈՒԹՅՈՒՆՆԵՐԸ

ԱՏԵՆԱԽՈՍՈՒԹՅՈՒՆ

Գ.00.05- «Բուսաբանություն, սնկաբանություն, էկոլոգիա» մասնագիտությամբ կենսաբանական գիտությունների թեկնածուի գիտական աստիճանի համար

Գիտական ղեկավար՝

աշխ. գիտ. թեկնածու Լ.Վ. Սահակյան

Երևան-2017

ԲՈՎԱՆԴԱԿՈՒԹՅՈՒՆ

ՆԵՐԱԾՈՒԹՅՈՒՆ

Թեմայի արդիականությունը. Մթնոլորտային օդը, շնորհիվ դինամիկության, հանդիսանում է աղտոտիչների տեղափոխման հիմնական միջավայրերից մեկը՝ անմիջական ազդեցություն թողնելով շրջակա միջավայրի և ներառյալ մարդու առողջության վրա: Քաղաքային տարածքներում, աղտոտման աղբյուրների բազմազանության հետ կապված, որպես օդային ավազանի հիմնական աղտոտիչ առանձնանում է փոշին, ինչը պայմանավորված է նաև մարդկանց առողջության վրա ունեցած բացասական ազդեցությամբ (ալերգիաներից մինչև թոքերի քաղցկեղ): Ավելին, փոշին հանդիսանում է տոքսիկ տարրերի, այդ թվում նաև ծանր մետաղների կրող և վերջիններիս մարդու օրգանիզմ թափանցման հիմնական ուղիներից մեկը:

Դինամիկ միջավայրերի հետազոտության բարդությամբ պայմանավորված, անհրաժեշտ է կիրառել տարբեր մեթոդներ և մեթոդական մոտեցումներ (ինստրումենտալ և այլընտրանքային): Քաղաքային տարածքներում որպես օդային ավազանի հետազոտության այլընտրանքային եղանակներ հանդիսանում են ժամանակավոր կուտակիչ միջավայրերը՝ ինչպես օրինակ տերև և ձյուն: Օդային ավազանի փոշով աղտոտվածության հետազոտության ժամանակ ծառերի տերևները դիտարկվում են որպես փոշու բնական կենսաֆիլտրեր. փոշին թաց և չոր մթնոլորտային տեղումների միջոցով կուտակվում է տերևների մակերեսին: Բացի այդ, հայտնի է, որ, ծառերի տերևներին կուտակումները ուղակիորեն արտացոլում են օդային ավազանի ծանր մետաղներով աղտոտվածության մակարդակը: Քաղաքային տարածքներում, որտեղ բացակայում կամ սակավ են մշտադալար ծառատեսակները, ձմռանը, որպես օդային ավազանի աղտոտվածության բացահայտման վստահելի ինդիկատոր հանդիսանում է ձյան ծածկույթը. ձյան փաթիլները դանդաղ նստելու ընթացքում իրենց մեջ են կուտակում օդային ավազանի փոշին և ասոցիացված տարրերը: Հաստատված է կոռելյացիոն կախվածություն աղտոտիչների՝ օդային ավազանում և ձյան մեջ ունեցած պարունակությունների միջև: Օդային ավազանի աղտոտման լիարժեք և օբյեկտիվ պատկերի ստացման համար նպատակահարմար է տարբեր մեթոդների համադրությունը:

Երևանը, լինելով արդյունաբերական կենտրոն՝ բնակչության մեծ խտությամբ և տրանսպորտային մեծ ինտենսիվությամբ, տարիներ շարունակ ենթարկվել է ծանր մետաղների ներհոսքի: Վերջիններս թափանցել են դեպի քաղաքի տարբեր միջավայրեր, այդ թվում նաև օդային ավազան: Վերոնշյալով պայմանավորված, քաղաքի համար կարևորվում է օդային ավազանի փոշու քանակական և որակական առանձնահատկությունների բացահայտումը: Փոշու նման հետազոտությունը թույլ է տալիս ոչ միայն առանձնացնել քաղաքի անբարենպաստ շրջանները, այլ նաև գնահատել բնակչության հավանական առողջական ռիսկերը:

Աշխատանքի նպատակը և խնդիրները. Աշխատանքի նպատակն է Երևան քաղաքի օդային ավազանի փոշով և ծանր մետաղներով աղտոտման մակարդակների և բնակչության առողջական ռիսկերի գնահատումը՝ տարբեր մեթոդների կիրառմամբ:

Նպատակին հասնելու համար առաջադրվել և լուծվել են հետևյալ խնդիրները.

- Երևան ք.-ի օդային ավազանի փոշու ծանրաբեռնվածության և փոշու ծանր մետաղներով աղտոտման էկոլոգաերկրաքիմիական, սանիտարահիգիենիկ և առողջական ռիսկերի գնահատում և քարտեզագրում՝ կենսաֆիլտրերի կիրառմամբ:
- Երևան ք.-ի օդային ավազանի փոշու ծանրաբեռնվածության և փոշում ծանր մետաղներով աղտոտման էկոլոգաերկրաքիմիական, սանիտարահիգիենիկ և առողջական ռիսկերի գնահատում և քարտեզագրում՝ ձնածածկի կիրառմամբ:
- Երևան ք.-ի ֆունկցիոնալ տարբեր նշանակության տարածքների փոշով աղտոտման առանձնահատկությունների բացահայտում՝ տարբեր մեթոդների կիրառմամբ:

Պաշտպանվող հիմնական դրույթները.

1. Երևան ք.-ի օդային ավազանի փոշու ծանր մետաղների երկրաքիմիական և սանիտարահիգիենիկ ինտեգրալ գնահատումը ցույց է տվել, որ Աղտոտման գումարային գործակցի (ԱԳԳ) միջին արժեքները և' ամռանը, և' ձմռանը գտնվում են գերբարձր աղտոտման մակարդակում, իսկ Կոնցենտրացիայի հանրագումարային ցուցանիշի (ԿՀՑ) միջին արժեքները ամռանը բարձր, իսկ ձմռանը՝ միջին աղտոտման մակարդակում:
2. Երևան ք.-ի օդային ավազանի փոշում գրանցված ծանր մետաղների պարունակությունների երկրաքիմիական, սանիտարահիգիենիկ և մարդու առողջական ռիսկերի գնահատումը ցույց տվեցին, որ և' տերևների, և' ձյան փոշում որպես առաջնային աղտոտիչներ առանձնանում են Mo և Cd-ը, շարքերի հետևյալ տեսքով՝

երկրաքիմիական	Mo, Cd, Hg, Ag, As, Cu, Pb, Co, Zn (ամառ)
	Mo, Cd, Ag, Pb, Hg, Cu, Zn, Ni (ձմեռ)
սանիտարահիգիենիկ	Cd, Mo, Cu, As, Zn (ամառ)
	Mo, Cd, Cu, Pb (ձմեռ)
առողջության ռիսկ	ոչ քաղցկեղածին ռիսկ
	երեխա՝ Mo, Cd, Co, As, մեծահասակ՝ Mo (ամառ)
	երեխա՝ Mo, Co, մեծահասակ՝ Mo (ձմեռ)
	քաղցկեղածին ռիսկ
	As, Cr (և' ամառ, և' ձմեռ)

3. Քաղաքի տարբեր ֆունկցիոնալ տարածքներում իրականացված տարամեթոդ հետազոտությունները ցույց են տվել այս տարածքներում փոշով աղտոտման մակարդակների, փոշու որակական և քանակական հատկանիշների ակնհայտ տարբերություններ, ինչն էլ հիմնավորում է դինամիկ միջավայրերի թիրախավորված հետազոտությունների անհրաժեշտությունը:
4. Երևան քաղաքի օդային ավազանի փոշով և ծանր մետաղներով աղտոտման մակարդակների և առողջական ռիսկերի գնահատման արդյունքները ցույց են տվել, որ փոշին հանդիսանում է քաղաքի օդային ավազանի ակտուալ աղտոտիչ, իսկ փոշում ծանր մետաղների գրանցված պարունակությունները պոտենցիալ ռիսկ են ներկայացնում բնակչության առողջության համար:

Աշխատանքի գիտական նորույթը.

1. Առաջին անգամ միջազգային ընդունված մեթոդների կիրառմամբ իրականացվել է Երևան քաղաքի օդային ավազանի փոշու ծանր մետաղներից բնակչության տարբեր տարիքային խմբերի (մեծահասակ, երեխա) առողջական ռիսկի գնահատում:
2. Առաջին անգամ իրականացվել է Երևան ք.-ի մանկապարտեզի (ՆՈՒՀ) տարածքի մանրամասն էկոլոգաերկրաքիմիական հետազոտություն և առողջական ռիսկի գնահատում:
3. Առաջին անգամ իրականացվել է Երևան ք.-ի տարբեր ֆունկցիոնալ նշանակության տարածքներում օդային ավազանի փոշու որակական և քանակական բնութագրում՝ ժամանակակից տարբեր սարքավորումների կիրառմամբ:
4. Առաջին անգամ իրականացվել է Երևան ք.-ի և Եվրոպական քաղաքների փոշով աղտոտման առանձնահատկությունների համեմատական վերլուծություն:

Աշխատանքի գործնական նշանակությունը և կիրառությունը. Աշխատանքի արդյունքները կարող են կիրառվել

1. Օդային ավազանի էկոլոգիական վիճակի բարելավման միջոցառումների մշակման և աշխատանքների կազմակերպման ժամանակ:
2. Փոշուց և ծանր մետաղներից հավանական առողջական խնդիրների բացահայտմանն ուղղված բժշկահամաճարակային հետազոտությունների ժամանակ:
3. Ֆունկցիոնալ տարբեր նշանակության տարածքների կամ օբյեկտների ստեղծման, պլանավորման և կառուցապատման աշխատանքների ժամանակ:
4. Քաղաքի օդային ավազանի աղտոտման գիտամեթոդապես հիմնավորված մոնիթորինգային համակարգի ստեղծման համար:

Աշխատանքի փաստացի նյութը. Աշխատանքն իրականացվել է ՀՀ ԳԱԱ Էկոլոգանոոսֆերային հետազոտությունների կենտրոնում (Էկոկենտրոն), Իտալիայի Ագրոմիջավայրի և անտառային կենսաբանության ինստիտուտում, և Բելգիայի Անտվերպենի համալսարանում: Ատենախոսության մեջ ներառված է 2011-2013 թ.-ին «Երևան քաղաքի մթնոլորտային օդում տարրերի երկրաքիմիական հոսքի հետազոտում» (№ 13-1E220) թեմատիկ նախագծի տվյալները, 2015 թ.-ի պետական բազային ֆինանսավորմամբ՝ մանկապարտեզների հատազոտությունների տվյալները, և 2014 թ.-ին «Եվրոպական քաղաքների օդային ավազանի որակի մոնիթորինգի իրականացում ծառերի միջոցով» (EU COST ACTION FP1204) ծրագրի շրջանակներում Երևանի և Եվրոպական 19 քաղաքների հետազոտության արդյունքները: Հեղինակն անմիջական մասնակցություն է ունեցել բոլոր նմուշների նմուշառման, նմուշների նախնական մշակման, արդյունքների վերլուծության և ընդհանրացման աշխատանքներին: Հեղինակն անմիջական մասնակցություն է ունեցել նաև Եվրոպական ծրագրի շրջանակներում Երևանի և Եվրոպական տարբեր քաղաքներից հավաքագրված նմուշների նախապատրաստման, տարբեր մեթոդներով տարրալուծման և տվյալների վերլուծության աշխատանքներին:

Փորձահավանությունը. Հետազոտության արդյունքները ներկայացվել են.

1. Միջազգային երիտասարդական գիտաժողով «Շրջակա միջավայրի հիմնախնդիրները և բնակչության շրջանում ռիսկի խմբերի առանձնացումը» (Հայաստան,

Երևան, 2013 թ.)՝ բանավոր զեկույց:

2. Կենտրոնական եվրոպական համալսարան (CEU), Ամառային համալսարան, «Տարածքային պլանավորումը և շրջակա միջավայրի գնահատումը որոշումների կայացման համար Եվրոպայում» (Հունգարիա, Բուդապեշտ, 2014 թ.)՝ բանավոր զեկույց:
3. Միջազգային գիտաժողով «Մթնոլորտային փոշի» (Իտալիա, Կաստելլանետա Մարիա, 2014 թ.)՝ բանավոր զեկույց:
4. Ուսուցողական դպրոց «Քաղաքային անտառների հետազոտությունների ժամանակ կանաչ ենթակառուցվածքների մոտեցման կիրառումը՝ շրջակա միջավայրի և սոցիալական ասպեկտները կապելու համար» (Իտալիա, Պիեվե Տեսինո, 2015 թ.)՝ ստենդային զեկույց:
5. Միջազգային 18-րդ գիտաժողով «Ծանր մետաղները շրջակա միջավայրում» (Բելգիա, Գենտ, 2016 թ.)՝ ստենդային զեկույց:
6. Միջազգային գիտական կոնֆերանս «Շրջակա միջավայրի անվտանգության խնդիրներ» (Հայաստան, Երևան, 2016 թ.)՝ ստենդային զեկույց:

Հրատարակված աշխատանքները. Հեղինակի 12 հրատարակումները ներառում են ատենախոսության նյութերը:

Աշխատանքի կառուցվածքը և ծավալը. Ատենախոսությունը բաղկացած է ներածությունից, 4 գլուխներից, եզրակացություններից, գրականության ցանկից (190 անուն գրականություն) և հավելվածից: Ատենախոսութունը շարադրված է 131 էջի սահմաններում, ընդգրկում է 31 աղյուսակ և 49 նկարի: Հավելվածը կազմում է 6 էջ, ներառում է 9 աղյուսակ, 2 նկար:

Շնորհակալություններ. Հեղինակը խորին երախտագիտություն է հայտնում ՀՀ ԳԱԱ Էկոլոգանոոսֆերային հետազոտությունների կենտրոնի տնօրեն, ՌԴ հանքաբ.-երկրաբ. գիտ. դոկտոր Ա. Կ. Սաղաթելյանին, գիտական ղեկավարին՝ կենտրոնի փոխտնօրեն, Շրջակա միջավայրի երկրաքիմիայի բաժնի ղեկավար, Լ.Վ. Սահակյանին, և Էկոկենտրոնի, մասնավորապես Շրջակա միջավայրի երկրաքիմիայի բաժնի աշխատակիցներին՝ ատենախոսության իրականացման ընթացքում ցուցաբերած օգնության և աջակցության համար:

ԳԼՈՒԽ 1. ՓՈՇԻՆ ԵՎ ԾԱՆՐ ՄԵՏԱՂՆԵՐԸ՝ ՈՐՊԵՍ ՔԱՂԱՔԱՅԻՆ ՏԱՐԱԾՔՆԵՐԻ ՄԹՆՈԼՈՐՏԻ ՀԻՄՆԱԿԱՆ ԱՂՏՈՏԻՉՆԵՐ ԵՎ ԴՐԱՆՑ ՀԵՏԱԶՈՏՄԱՆ ԱՅԼԸՆՏՐԱՆՔԱՅԻՆ ՄԵԹՈԴՆԵՐԸ (ԳՐԱԿԱՆ ԱԿՆԱՐԿ)

1.1. Քաղաքային տարածքների օդային ավազանի աղտոտման խնդիրները

Մթնոլորտի աղտոտումը նոր խնդիր չէ, և ի հայտ է եկել վաղ անցյալում: Դեռևս հին Հունաստանում և հին Հռոմում կապարի հանքարդյունաբերությունը և արծաթի արտադրությունը պատճառ են հանդիսացել օդային ավազանի աղտոտման: Արդեն 19-րդ դարում մի շարք քաղաքներ աչքի ընկան օդի աղտոտման խնդիրներով՝ կապված տարատեսակ նյութերի այրման հետ [119]:

Մթնոլորտի աղտոտումը կյանքի միջավայրի վրա անբարենպաստ ազդեցություն ունեցող կամ նյութական արժեքներին վնաս հասցնող ֆիզիկական ագենտների, քիմիական նյութերի կամ օրգանիզմների օդ ներմուծումը կամ այնտեղ առաջացումն է [34]:

Մթնոլորտը հանդիսանում է տրանզիտ միջավայր: Այստեղ տարրերի կոնցենտրացիաները կախված են արտանետումների տեխնոլոգիական ցուցանիշներից, օդերևութաբանական բնութագրերից և տարածման պայմաններից [31]: Մթնոլորտի ֆիզիկայի մասին տեսական և փորձարարական հետազոտությունները [42] ցույց են տվել, որ գոյություն ունի կապ աղտոտող նյութերի մերձգետնյա կոնցենտրացիաների բաշխման և օդային հոսանքների տուրբուլենտության, մթնոլորտի ջերմային ստրատիֆիկացիայի (ջերմային ինվերսիաների ժամանակ վատթարանում են ցրման պայմանները), օդի խոնավության (ուղիղ կախվածություն), տեղանքի ռելիեֆի, արտանետման աղբյուրի հեռավորության, արտանետման բարձրության, ջերմա ու ֆիզիկաքիմիական բնութագրերի, քամու արագության և ուղղության միջև [31, 42]: Ուրբանիզացված տարածքներում մերձգետնյա կոնցենտրացիան բնութագրվում է արտանետման բազմաթիվ աղբյուրներով, ինչը բերում է օդում քիմիական տարրերի պարունակությունների և հարաբերակցության բարձր դինամիկության [41, 42]:

Մթնոլորտային օդի շարժման հետևանքով աղտոտիչները չեն կենտրոնանում որոշակի տարածքում, այլ տեղափոխվում են բավականին մեծ հեռավորություններ՝ պատճառ դառնալով շրջակա միջավայրի կուտակող բաղադրիչների՝ հող, բույս, ձյուն, հատակային նստվածքներ և այլն, աղտոտման [42, 45]: Գազի, աէրոզոլների կամ կարծր մասնիկների ձևով մթնոլորտ թափանցած շատ աղտոտիչներ՝ կուտակվելով հողի մակերեսին կամ անցնելով ջրային միջավայր [42, 45, 79] վերջնական արդյունքում թափանցում են սննդային շղթա՝ հանդիսանալով բնակչության համար ռիսկի գործոն:

Այժմ մթնոլորտային օդի աղտոտվածությունը դարձել է ամբողջ աշխարհի հասարակության գլխավոր խնդիրներից մեկը [58, 59, 83, 112, 172]՝ ինչպես զարգացած այնպես էլ զարգացող երկրներում՝ կապված շրջակա միջավայրի և հատկապես մարդու օրգանիզմի վրա թողած ուղղակի բացասական ազդեցության հետ [50, 90, 93, 138, 173, 180, 184]: Քաղաքներում, որտեղ ինտենսիվ զարգացած է արդյունաբերությունը, մթնոլորտային արտանետումների հետևանքով օդում ձևավորվում են բարդ մոզաիկ բազմատարր կարգաշեղումներ [31], որն իր հերթին բերում է մարդկանց օրգանիզմ ինհալացիոն ճանապարհով առավել մեծ քանակությամբ քիմիական տարրերի թափանցման [42]:

Աշխարհով մեկ քաղաքային օդի աղտոտվածությունը ազդում է բիլիոնավոր մարդկանց վրա՝ ենթարկելով նրանց պոտենցիալ առողջական ռիսկի: Օդի աղտոտվածությունը կարող է թողնել սուր և քրոնիկ վնասակար ազդեցություն մարդու առողջության վրա. սկսած վերին շնչառական ուղիների գրգռումից մինչև քրոնիկ շնչառական և սրտային հիվանդություններ [81, 179] թոքերի քաղցկեղ, սուր շնչառական ինֆեկցիոն հիվանդություններ երեխաների և քրոնիկ բրոնխիտ՝ մեծահասակների մոտ [97]: Օդի աղտոտվածոթյունը կարող է նաև վատթարացնել արդեն իսկ առկա սրտային և թոքային հիվանդությունները և բերել ասմատիկ սրացումների [92]:

Կապված սրտանոթային հիվանդությունների և մահացության թվի աճի հետ [166] վերջին տարիներին մթնոլորտի հիմնական աղտոտիչներից (ծծմբի երկօքսիդ, ազոտի երկօքսիդ, օզոն) առավել ուշադրություն է դարձվում կարծր կամ մթնոլորտային մասնիկներին [173, 183]: Այս մասնիկները Քաղցկեղի հետազոտության միջազգային կազմակերպության կողմից դասակարգվել են որպես առաջին խմբի աղտոտիչներ: Կարծր մասնիկները իրենց մեջ ներառում են կոշտ մասնիկներ և հեղուկ կաթիլներ (աէրոզոլներ), որոնք փոքր են այնքան, որ կարող են մնալ օդում կախված վիճակում: Նման մասնիկները չունեն հիմնական քիմիական բաղադրություն: Այսպիսի մասնիկների շարքին են դասվում ծուխը, փոշին և այլն [119]:

Քաղաքային տարածքներում իրականացվող օդի հետազոտություններում սովորաբար լայն կիրառվում է հենց կարծր մասնիկներ (PM) տերմինը և չի առանձնացվում օդային ավազանի փոշի հասկացություն, որպես առանձին տերմին և ինչ որ տեղ կարելի է ասել այս 2 հասկացությունները նույնացվում են: Հստակ սահմանում ինչպես կարծր մասնիկների, այնպես էլ հենց փոշու բնութագրման համար տրված չէ և կախված է հետազոտության ոլորտից:

Այնուամենայնիվ, անդրադառնալով փոշուն, նշենք, որ փոշի ասելով սովորաբար հասկանում են դիսպերս ֆազայով աէրոզոլներ՝ հիմնականում 0.0001-0.1 մմ չափի կարծր մասնիկներ [34]: Փոշին՝ մթնոլորտում կամ օդում, իրենից ներկայացնում է օդում կախված պինդ, մանրագույն (1^{-2}-10^{4} սմ), ոչ քամոտ եղանակներին հեշտությամբ նստելու ընդունակ մասնիկների ամբողջություն [34]: Քաղաքային տարածքներում սովորաբար առանձնացնում են փողոցային փոշի և տնային փոշի հասկացությունները: Փողոցային կամ ճանապարհային փոշին բարձրանում է ճանապարհով շարժվող ավտոփոխադրամիջոցների միջոցով: Ճանապարհային փոշին հիմնականում բաղկացած է մեքենաների և արդյունաբերական արտանետումներից, անվադողերի և արգելակիչների մաշումից, քանդված ճանապարհների փոշուց, շինարարական տարածքների փոշուց: Այն հանդիսանում է մթնոլորտում կարծր մասնիկների առաջացման աղբյուր: Փողոցային փոշու բաղադրությունը փոփոխվում է ժամանակի և տարածության մեջ [45]: Տնային փոշին առաջանում է հագուստի և անկողնային պարագաների, գորգերի մաշումից, պատերից և այլն, բացի այդ, ինչպես ցույց են տալիս հետազոտությունները, այն պարունակում է իր մեջ դրսից եկած փոշու բաղադրիչներ [47]:

Ընդհանուր առմամբ փոշին իրենից ներկայացնում է դիսպերս համակարգ, որի դիսպերս միջավայրը ներկայացված է գազով՝ օդ, իսկ դիսպերս ֆազան՝ կախված վիճակում գտնվող կարծր մասնիկներով, որոնք էլ պայմանավորում են փոշու թողած ազդեցությունները [18]:

Մթնոլորտը փոշով աղտոտվում է ինչպես բնական ճանապարհով (բնական փոշի), այնպես էլ մարդու գործունեության հետևանքով (տեխնածին փոշի), որոնք ունեն բազմազան աղտոտման աղբյուրներ [47]: Քաղաքային տարածքում որպես գլխավոր աղտոտման աղբյուր եղել և շարունակում է մնալ ավտոտրանսպորտը [174]:

Գրականության մեջ, կախված մթնոլորտում փոշու ծագումից, տարբերում են առաջնային, երկրորդային փոշի: Առաջնային փոշին այս կամ այն բնական և/կամ անթրոպոգեն գործընթացի ժամանակ առաջացող և մթնոլորտ արտանետվող փոշին է: Երկրորդային փոշին մթնոլորտում առկա հեղուկ և գազանման նյութերի քիմիական և ֆիզիկական ձևափոխումների հետևանքով առաջացած փոշին է [47]:

Դեռևս 1990-ական թվականներից տարվող համաճարակաբանական և տոքսիկալոգիական հետազոտությունները ցույց են տվել սերտ կապվածություն կախված մասնիկների և մարդու առողջության բացասական հետևանքների միջև, ինչպիսիք են թոքերի ֆունկցիայի նվազում, շնչառական հիվադագցություններ [186]: Հիմնական ազդեցությունների բնույթը և աստիճանը պայմանավորված է փոշու մասնիկի չափով, նրա ազդող քանակությամբ, ազդեցության տևողությամբ և բաղադրությամբ: Առավել սերտ է կապը փոքր մասնիկների և թողած բացասական ազդեցությունների միջև: Փոքր մասնիկներն ունեն ավելի մեծ մակերես, քան միևնույն քիմիայով մեծ չափի մասնիկները, ինչը բերում է կենսաբանական ֆունկցիայի արագացման: 10 մկմ (PM 10) աէրոդինամիկ տրամագծով մասնիկները կարող են շնչառության ժամանակ հասնել թոքեր, 10 մկմ-ից փոքր, 2.5 մկմ-ից մեծ մասնիկները կարող են անցնել մինչև բրոնխներ, իսկ 2.5 մկմ-ից փոքր մասնիկները կարող են թափանցել միջև ալվեոլներ [62, 82, 90, 101, 143, 177]: 2.5 մկմ-ից փոքր մասնիկները համարվում են առողջության համար ամենավըտանգավորը [104]: Կատարված հետազոտությունները փաստում են, որ փոշու հենց այս փոքր մասնիկներում էլ հիմնականում պարունակվում են բաղադրիչներ (տոքսիկ տարրեր՝ ծանր մետաղներ) [66, 73, 163], որոնք պատասխանատու են թողած տոքսիկ ազդեցության համար: Որոշ հեղինակներ հենց այս մասնիկներն են մատնանշում որպես սրտանոթային հիվանդացության պատճառ [100, 103, 116, 154]:

Փոշում մասնիկների պարունակությունը կապված է նաև եղանակային և կլիմայական գործոններից: Ինչպես նշվում է Սուն-ի և այլոց կողմից [163], Չինաստանի Նանկին քաղաքում իրականացված հետազոտական աշխատանքում, այստեղ փոշում դիտարկված տարրերից (As, Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Co, Zn) As, Cu, Mn, Ni, Pb, Co պարունակությունները առավել բարձր են եղել ձմռանը: Վերջին հանգամանքը բացատրվում է օդային աղտոտիչների տեղափոխման հետ՝ պայմանավորված աղտոտման աղբյուրներից դեպի քաղաքի հետազոտված տարածք ձմռանը փչող քամիների ուղղությամբ [163]:

Փոշին, տոքսիկ տարրերի, այդ թվում ծանր մետաղների կրող լինելով, հանդիսանում է վերջիններիս մարդու օրգանիզմ թափանցման գլխավոր միջոցներից մեկը: Փոշուց ծանր մետաղները կարող են ներթափանցել մարդու օրգանիզմ շնչառության, կլանման և մաշկային աբսորբցիայի միջոցով և վնասակար ազդեցություն թողնել մարդու առողջության վրա [112, 126]: Ծանր մետաղների հիմնական առանձնահատկություններից մեկը՝ օրգանիզմի որևիցէ հյուսվածքում կուտակվելու ունակությունն է, և դրանց տոքսիկությունը՝ նույնիսկ կարճատև ազդեցության դեպքում: Ծանր մետաղները կարող են ազդել կենտրոնական նյարդային համակարգի, արյան ձևավորման, սրտանոթային և միզասեռական համակարգերի վրա [110]: Pb, Cd, Ni և As-ը կարող են առաջացնել թոքերի քաղցկեղ, երիկամների գործունեության խախտում, քրոնիկ բրոնխիտի նյարդաբանական ազդեցություններ և այլն [61]: Առանձին մետաղներ պատճառ են հանդիսանում սպեցիֆիկ հիվանդությունների առաջացման, ինչպիսիք են Ալցհեյմերի, Պարկինսոնի հիվանդությունները [129]: Ծանր մետաղների աղբյուրների և մարդկանց առողջության վրա ազդեցության մասին տեղեկատվությունը տարբեր գրական աղբյուրներից ամփոփված է *աղյուսակ 1-ում*:

Առողջական ռիսկերն առավել մեծ են երեխաների համար՝ պայմանավորված տոքսիկ տարրերի հանդեպ նրանց ցածր տոլերանտությամբ, նշանակալի քանակությամբ փոշու չգիտակցված ընդունումով՝ կապված ձեռքից բերան վարքագծի հետ [61]:

Քաղաքային տարածքներում փոշով և ծանր մետաղներով աղտոտումը հատկապես լուրջ խնդիր է հանդիսանում, կապված միավոր մակերեսում բնակչության մեծ խտությամբ և արդյունաբերության ու տրանսպորտի կենտրոնացվածությամբ: Այստեղ ծանր մետաղները միջավայր են անցնում գլխավորապես անթրոպոգեն աղբյուրներից *(աղյուսակ 1)*՝ տրանսպորտային, արդյունաբերական, կենցաղային արտանետումներ, կառույցների և ճանապարհային ծածկույթների հողմնահարում և այլն [71]:

Հաշվի առնելով վերոնշյալ հանգամանքները, քաղաքային տարածքներում մթնոլորտի փոշու և ծանր մետաղների հետազոտության ժամանակ շեշտը սկսվեց դրվել ոչ միայն աղտոտման մակարդակների գնահատման, աղտոտման աղբյուրների բացահայտման, այլև մարդկանց առողջական ռիսկի գնահատման վրա [48, 85, 107, 109, 115, 133, 158, 161, 181, 185, 188]:

Աղյուսակ 1

Ծանր մետաղների հիմնական աղբյուրները և նրանց ազդեցությունը մարդկանց վրա [21, 24 - 26, 43, 44, 49, 57, 63, 64, 70, 74, 77, 118, 130, 136, 140, 164]

Տարր	**Ազդեցությունը**	**Հիմնական աղբյուրները**
Pb	Սուր թունավորումներ, խնդիրներ կապված հեմոգլոբինի սինթեզման հետ, երիկամների գործունեության և նյութափոխանակության խախտում, նյարդային համակարգի խանգարումներ, երեխաների մոտ կարող է ազդել նյարդաֆիզիոլոգիական գործունեությունների վրա	Ավտոտրանսպորտ, արդյունաբերություն, հանքարդյունաբերություն և մետաղաձուլություն, էլեկտրոկայաններ, ածխով աշխատող կենցաղային վառարաններ, կոյուղաջրային նստվածքներ, հանքարդյունաբերված վառելիքի այրում, չուգունի արտադրություն, կոմերթիոն պարարտանյութեր
Cr	Մաշկի գրգռում (փոքր կոնցենտրացիաների դեպքում), երիկամների, աղիների և լյարդի վնասում (մեծ կոնցենտրացիաների դեպքում), անեմիա, քրոմիդեմատիտ, բրոնխյալ ասթմա, թոքերի քաղցկեղ	Թղթի արտադրություն, գունավոր մետաղագործություն, ածխի այրում, կոյուղաջրային նստվածքներ
Co	Աստմա, պնևմոնիա	Պլաստմասայի, ներկերի արտադրություն, սև, գունավոր և հազվագյուտ մետաղների կորզում և արտադրություն
Cd	Թոքերի հիվանդություն (ֆիբրոզ), թոքերի քաղցկեղ, ոսկրերիդեֆեկտ, պնևմոնիտ, էնֆիզեմա, լյարդի և երիկամների խանգարումներ, ազդեցություն ոսկրերի վրա, իտայ-իտայ հիվանդություն, կենտրոնական նյարդային համակարգի խանգարում, անեմիա	Հեղուկ և կարծր թափոնների այրում, մետաղագործություն, էլեկտրաէներգետիկայի արտադրություն՝ հիմնված ածխի այրման վրա, երկաթի, ցեմենտի արտադրություն
As	Լյարդի, երիկամների, աղեստամոքսային տրակտի, թոքերի, սրտանոթային համակարգի գործունեության խախտում, ԴՆԹ-ի կառուցվածքի և նյութափոխանակության խանգարում, անեմիա, մուտագենեզ և կանցերոգենեզ	Հանքարդյունաբերություն, մետաղագործություն, հանքահարստացում, ածխի ջերմային էլեկտրոկայաններ, փայտապահպանության արդյունաբերություն, քաղաքային և արդյունաբերական թափոններ, պարարտանյութեր, պեստիցիդներ
Hg	Անօրգանական թունավորումը հանգեցնում է ոչ նշանակալի հոգեբանական փոփոխությունների, բնական արատով երեխաներ	Մետաղագործություն, քիմիական ձեռնարկություններ, ածխի և այլ հանքարդյունաբերված վառելանյութերի այրում, ցեմենտի արտադրություն, ոսկու հանքարդյունահանում

Աղյուսակ 1. *շարունակություն*

Ni	Գաստրիտ, քիթ կոկորդային հիվանդացիություններ, թոքերի հիվանդություններ, չարորակ գոյացությունների առաջացում, ալերգիա, մասնագիտական ասթմա	Մետաղական հանքաքարի ձուլում, կոյուղաջրային նստվածքներ, ֆոսֆատային պարարտանյութեր
Cu	Գենային խանգարումներ, ինչպիսիք են Մենկենսի և Վիլսոնի հիվանդությունները, Հնդկական մանկական ցեռոզ	Անտառային հրդեհներ, հրաբխածին մասնիկներ, հանքարդյունաբերություն, գունավոր մետաղագործություն՝ գազային արտանետումներ, թափոններ, հանքային վառելանյութերի այրում՝ ածուխ, նավթ, պղինձ պարունակող պարարտանյութեր, պեստիցիդներ (ֆունգիցիդներ, բակտերիոցիդներ),
Zn	Աղեստամոքսային տրակտի խանգարում, դիարեա	Կոյուղաջրային նստվածքներ, լեռնաարդյունաբերություն, մետաղաձուլություն, արդյունաբերական ձեռնարկությունների արտանետումներ, ավտոտրանսպորտի արտանետումներ, անվադողերի մաշվածք, շարժիչների յուղեր, պեստիցիդներ
Ag	Կուտակվում է լյարդում, երիկամներում, թքագեղձերում, կուտակվում է նաև մաշկի տակ հատուկ գոյացությունների տեսքով, որը ստացել է «Արգիրիյա» անվանումը	Էլէկտրոտեխնիկական արդյունաբերություն
Mo	Անեմիա, լյարդի և երիկամների գործունեության խախտում	Կոյուղաջրային նստվածքներ, ածխի այրում, հանքարդյունաբերություն

Առողջական ռիսկի գնահատումը լավ միջոց է աղտոտիչների ազդեցությանը ենթարկվող մարդկանց մոտ բացասական առողջական ազդեցությունների բնույթը և հավանականությունը գնահատելու համար [61]:

Քաղաքային տարածքներում փոշում ծանր մետաղներից և՛ մեծահասակների, և՛ երեխաների համար ռիսկի գնահատման հետազոտությունները վերջին տարիներին լայնածավալ են [60, 69, 72, 108, 182, 189] և տարաբնույթ: Կախված հետազոտության նպատակից՝ օգտագործում են տարբեր մեթոդներ և տարբեր հետազոտության առարկաներ: Դրանք հիմնականում ուղղված են փողոցի [76, 111, 112, 124, 127, 182], դրսի [148], տանիքներին կամ պատուհաններին նստած փոշու [101], այգու տարածքի [175] փոշում ծանր մետաղների ուսումնասիրությանը:

Հաշվի առնելով երեխաների ծանր մետաղների նկատմամբ առավել զգայնությունը թիրախավորված հետազոտություններ են իրականացվում մանկապարտեզների [190], և դպրոցների տարածքներում [68, 75]:

Ամփոփելով կարող ենք ասել, որ օդային ավազանի փոշով և ասոցիացված ծանր մետաղներով աղտոտումը, կապված հասարակության առողջության վրա անբարենըպաստ ազդեցության հետ, հանդիսանում է ներկայիս կարևորագույն խնդիրներից մեկը: Այս հանգամանքը կարևորում է քաղաքային տարածքներում փոշով և ծանր մետաղներով աղտոտման առանձնահատկությունների բացահայտումը և նպատակաուղղված հետազոտությունների իրականացումը, որի վերջնական արդյունքը իրենից ենթադրում է նաև մարդու առողջությանն ուղղված ռիսկերի գնահատում: Նման բազմաբովանդակ տեղեկատվության ապահովման համար առավել արդյունավետ է տարբեր մեթոդների կիրառությունը:

1.2. Օդային ավազանի աղտոտման հետազոտությունները՝ այլընտրանքային մեթոդներով

Մթնոլորտային օդը դինամիկ է և նրա վիճակի դիտարկումը անընդհատ բնույթ է կրում ստացիոնար հսկման կայաններում: Կայանների միջոցով օդային ավազանի աղտոտվածության վերահսկման առավելությունը կայանում է անընդատության մեջ, իսկ թերությունը՝ հսկման կայանների ցանցի նոսրությունն է, որը չի ապահովում հավաստի տեղեկատվություն քաղաքի ամբողջ տարածքով մեկ աղտոտիչների բաշխման տարածական պատկերի մասին: Օդային ավազանի հետազոտությունները սահմանափակվում էին կապված ինստրումենտալ մոնիթորինգային մեթոդների թանկության, տարածության ու ժամանակի մեջ լայնածավալ նմուշարկում իրականացնելու դժվարությունների հետ [32]: Այդ իսկ պատճառով օդային ավազանի հետազոտություններում մեծացավ անուղակի մոնիթորիգային մոտեցումների օգտագործման (հիմնված օրգանիզմների, որպես կենսակուտակիչների, պատասխան ռեակցիայի վրա), ինչպես նաև ինդիկատորային միջավայրերի կիրառության նկատմամբ հետաքրքրությունը:

1.2.1. Կենսաֆիլտրերը՝ որպես օդային ավազանի աղտոտման հետազոտման միջոց

Դեռևս անցյալ դարից, օդի որակի վերահսկման և մոնիթորինգի իրականացման էֆֆեկտիվ միջոց է հանդիսանում կենսամոնիթորինգը: Կենսամոնիթորինգը գործընթաց է, երբ կենդանի օրգանիզմները կամ նրանց մասերը օգտագործվում են շրջակա միջավայրի որակի մասին քանակական տեղեկատվություն ստանալու համար [56]: Շնորհիվ հզոր անալիտիկ տեխնիկաների զարգացման, ավելի քան 40 տարի է բույսերն օգտագործում են մթնոլորտային օդի աղտոտվածության հետազոտության նպատակով [147]: Սկսած 1960-ականներից մամուռներն ու քարաքոսերը լայնորեն կիրառություն ստացան որպես շրջակա միջավայրի աղտոտվածության հետազոտության կենսամոնիթորներ [167], ինչը կապված էր վերջիններիս՝ իրենց ֆիզիկական պահանջների համար անհրաժեշտ քանակությունից շատ տարրեր կուտակելու ընդունակության հետ: Քարաքոսերն ու մամուռները հանդիսանում են ազոտի, օզոնի, օրգանական միացությունների, ինչպես նաև ծանր մետաղների լավ կենսամոնիթորներ աշխարհի տարբեր երկրներում [51, 144]:

Քաղաքային և արդյունաբերական տարածքներում (որտեղ աղտոտվածության պատճառով քարաքոսերը և մամուռները բացակայում են) օդային ավազանի աղտոտման հետազոտությունների ժամանակ առավել հարմար է բարձրակարգ բույսերի, մասնավորապես ծառերի կիրառումը [169]: Ծառերը լայնորեն տարածված են շատ երկրներում [98, 178] և որպես աղտոտված քաղաքային տարածքների հիմնական բուսատեսակ, դրանք առավել հեշտ է տեսակավորել, նմուշառել և մշակել [144]: Մեկ այլ կարևոր առավելությունը նրանց երկարակեցությունն է, ինչը թույլ է տալիս իրականացնել հետազոտություն նույնիսկ տասնամյակներ հետո, ինչը արվել է Բալլախի և Ուիթիգի կողմից [155]: Ինչպես նշվում է հեղինակների կողմից [155], ծառերը կարող են նմուշառվել սիստեմատիկորեն՝ ծանր մետաղների ժամանակի ընթացքում բաշխվածության, համեմատական մոնիթորինգի համար: Այս նպատակով հետազոտվում են ծառերի տարբեր հատվածներ, հիմնականում շեշտը դնելով ծառերի կեղևի [155] և տերևների վրա [120, 137, 139]:

Ծառերի տերևները հայտնի են որպես օդի աղտոտվածության պասիվ կենսաֆիլտրեր և կենսամոնիթորներ [146]: Հատկապես մատնանշվում է նրանց էկոլոգիական կարևորությունը՝ որպես հետքային տարրերի կուտակիչներ: Ծառերի տերևները չոր և թաց մթնոլորտային տեղումների միջոցով իրենց վրա են կուտակում մթնոլորտային մասնիկներ, ծանր մետաղներ, փոշի [146, 169]:

Քաղաքային տարածքներում ծառերի տերևները հանդես գալով որպես փոշու, հետևաբար նաև ասոցիացված ծանր մետաղների կենսաբանական պասիվ կուտակիչ-ներ, կարող են օգտագործվել օդային ավազանի փոշով աղտոտման գնահատման նպատակով: Հիմնականում դիտարկվում են տվյալ տարածքին հատուկ և առավել տարածված տեսակներ: Ինչպես նշվում է Սիմոնի և այլոց կողմից [159], Եվրոպական քաղաքներում որպես այդպիսի տեսակներ հանդես են գալիս բարդի սպիտակ *(Populus alba L)*, թխկի սպիտակ *(Acer pseudoplatanus L)* ծառատեսակները [159], ինչպես նաև ձիակասկ սովորական *(Aesculus hippocastanum L)*, արջատխլենի *(Corulys colurna L)* [169]: Տարբեր ծառատեսակներ ունեն փոշեկուտակման տարբեր աստիճան և տերևնե-րի՝ փոշեկլանման ունակությունը կախված է ծառածածկի բարձրությունից և կառուցվածքից, տերևի զարգացվածության աստիճանից, տերևի մակերեսի բնույթից [159], օդերևութաբանական պայմաններից (քամու արագություն, ջերմակայունություն), ինչպես նաև փոշու մասնիկի ֆիզիկական հատկանիշներից՝ չափ և ձև [169]: Անձրևային եղանակին տերևների վրա փոշու կուտակումն ավելի քիչ է [131]: Որոշ ծառատեսակներ ունեն ինքնամաքրման ունակություն [122]: Նեինհուսի կողմից Գինգ-կո երկթիականի *(G. Biloba L)*, կաղնի ամառային *(Quércus robur L)* և հաճարենի եվրոպականի *(Fagus sylvatica L)* տերևների փոշու մասնիկների հետազոտության համաձայն, ինքնամաքրման ունակությամբ առանձնանում է Գինգկո երկթիականին, ավելին, ոչ հարթ տերևների մակերեսով ծառատեսակները (օրինակ՝ սոսի թխկիատերև *(Platanus × acerifolia L))* աչքի են ընկնում փոշու ավելի մեծ կուտակման քանակությամբ, քան հարթ, մոմաշերտով պատված ծառատեսակները, օրինակ՝ մայրի հիմալայանը *(Cedrus deodara L)* [176]: Կրետինինը և Սելյանինը [102] Ռուսաստանի դաշնության տարածքում հետազոտելով տարածված 38 ծառատեսակների տերևների փոշեպահման աստիճանը, սանդղակավորել են վերջիններս ըստ փոշեպահման 5 մակարդակի՝ շատ բարձր, բարձր, միջին, նվազող, ցածր, և որպես շատ բարձր փոշեպահման աստիճան ունեցողներ, առանձնացվել են լորենի եվրոպականը *(Tilia europaea L)*, լորենի խոշորատերևը *(Tilia platyphyllos L)*, սերկևիլենի սովորականը *(Cydonia oblonga L)*, փշատենի նեղատերևը *(Elaeagnus angustifolia L)*: Հետազոտության ժամանակ փոշեպահման աստիճանով կրկին առանձնացել են մազմզուկային թավշյա տերևներով ծառատեսակները [102]:

Քաղաքային տարածքներում տերևներին կուտակված փոշու հետազոտություն-ները՝ կախված կիրառվող մեթոդից և տեխնիկայից, թույլ են տալիս պատկերացում կազմել ինչպես փոշու մասնիկի չափի, բաղադրության, այնպես էլ ծագման մասին: Ծառերի տերևների լվացման և ստացված կախույթի ֆիլտրման միջոցով փոշու ուսում-նասիրումը հնարավորություն է տալիս դիտարկելու, ինչպես տերևի վրա նստած, այնպես էլ տերևների էպիկուտիկուլային շերտում հավաքված փոշին՝ տարանջատելով մասնիկների չափը [125, 157]: Տերևների փոշու մասնիկների լիարժեք որակական և քանակական բնութագրման համար վերջին ժամանակներս լայն կիրառություն է ստացել սկանավորման էլեկտրոնային մանրադիտակի օգտագործումը (SEM)՝ հա-մալրված ռենտգենյան ճառագայթային սպեկտրոսկոպով (EDX) [87, 145, 156, 169]: SEM/EDX հնարավորություն է տալիս որոշելու կենսաբանական նյութի կամ ֆիլտրերի վրա փոշու քանակը, փոշեմասնիկի չափը, ծագումն ու բաղադրությունը: Փոշու անմի-ջական դիտարկումը տերևների վրա հնարավորություն է տալիս ուսումնասիրելու և ստանալու վերոնշյալ ցուցանիշները տերևի և' վերին, և' ստորին մակերեսների համար: Ձիակասկ սովորականի *(Aesculus hippocastanum L)*, և լորենու *(Tilia spp. L)* տերևների փոշու հետազոտության SEM/EDS միջոցով գրանցել է մասնիկների առավել մեծ խտություն տերևի վերին մակերեսին [168]:

Քաղաքային տարածքներում փոշու մասնիկների գրանցման մեկ այլ լայնորեն կիրառվող տեխնիկական միջոցներից է մագնետոմետրը՝ որի հիմքում ընկած է մաս-նիկների մագնիսային հատկությունը: Լիարժեքորեն հաստատված է, որ քաղաքային փոշու մասնիկները (PM) կարող են պարունակել մագնիսային հատկություններով օժտ-ված անթրոպոգեն ծագման մասնիկներ [105, 138, 160]: Հարկ է նշել, որ նախնական հետազոտությունների ժամանակ մագնետոմետրի միջոցով դիտարկում էին քաղա-քային հողերը, նստվածքները, իսկ PM միայն ճանապարհային փոշում [91]: Տերևների վրայի փոշու դիտարկումը մագնետոմետրի միջոցով առավել նոր է: Մագնիսային մեթոդը հանդիսանում է ծառերի տերևների փոշու հետազոտության արդյունավետ, արագ և ոչ ծախսատար միջոց՝ արտացոլելու համար փոշու մասնիկների աղտոտվա-ծության մակարդակը [137]՝ պայմանավորված տրանսպորտով և արդյունաբերական գործունեությամբ, ինչպես նաև աղտոտման անոմալիաները [53, 134]: Մագնիսային մասնիկները մթնոլորտային մասնիկների հիմնական բաղադրիչներն են, որոնք հիմնականում առաջանում են վառելիքի այրումից (արդյունաբերություն, կենցաղային և մեքենա) և արդյունաբերական արտանետումներից [120]: Մագնիսային հատկություններով օժտված մասնիկներ հանդես են գալիս Zn, Cd, Cr [145], Fe [91] և այլն: Քաղաքային մասնիկներում մագնիսային հատկություններով հատկապես առանձնանում է երկաթը [91], վերջինս առաջանում է վառելիքի այրումից, ինչպես կենցաղային ջեռուցման այնպես էլ տրանսպորտային. այրման ժամանակ առաջացած ածխածինը և օրգանական նյութերը օքսիդանում են, իսկ Fe-ը ձևավորում է մագնիսային հատկությամբ օժտված ոչ ցնդող միացություն՝ ապակենման գնդի տեսքով [138, 139]:

Ընդհանուր առմամբ տրանսպորտային այրման հետևանքով առաջացած այս մագնիսական միներալները սովորաբար բնութագրվում են մասնիկների՝ մարդկանց առողջության համար գերվտանգավոր չափով (0.1-0.7 մկմ) [139]՝ լինելով ինհալացվելու ընդունակ: Ինչպես երևում է վերոնշյալում, մագնիսային մասնիկների հիմնական և առաջնային աղբյուր հանդիսանում է ավտոտրանսպորտը [120] և մագնիսային հատկությունները կարելի է կիրառել տրանսպորտային աղտոտվածության մակարդակի գնահատման նպատակով [84, 86, 132], ինչի համար դիտարկում են ճանապարհամերձ ծառերի տերևները: Հարկ է նշել, որ նման հետազոտությունների ժամանակ անհրաժեշտ է հաշվի առնել նաև կլիմայական պայմանները, և ինչպես նշվում է Ռոդրիգես-Գերմադի և այլոց [145] կողմից, տեղումները կարող են լվանալ տերևների փոշին, դրանով իսկ նվազեցնելով տերևի փոշու մագնիսային ազդանշանը [145]:

Համաշխարհային փորձը փաստում է մի քանի մեթոդների միասնական կիրառման արդյունավետությունը: Նման արդյունավետ միասնական կիրառում է SEM - ի և մագնետոմետրի միջոցով փոշեմասնիկների հետազոտությունը [137, 145]: Այս հետազոտությունները թույլ են տալիս ստանալու տեղեկատվություն ինչպես մասնիկների քանակության, չափի, այպես էլ դրանց անթրոպոգեն ծագման վերաբերյալ:

1.2.2. Ձնածածկը՝ որպես օդային ավազանի աղտոտման հետազոտման միջոց

Լինելով դինամիկ միջավայր, օդային ավազանի աղտոտման մակարդակը կարճ ժամանակի ընթացքում կարող է ենթարկվել փոփոխությունների, ինչը պայմանավորված է ոչ միայն աղտոտման աղբյուրների և արտանետումների քանակության փոփոխությամբ, այլ նաև սեզոնային կլիմայաստեղծ գործոններով: Այս իսկ պատճառով օդային ավազանի փոշով և ծանր մետաղներով աղտոտման մակարդակի գնահատման լիարժեք և առավել հավաստի պատկեր ստանալու համար կարևորվում է հետազոտությունների տարբեր սեզոններին իրականացումը: Քաղաքային տարածքներում, որտեղ բացակայում կամ սակավ են մշտադալար ծառատեսակները, ծառերի տերևների դիտարկումը սահմանափակում է սեզոնային հետազոտության իրականացումը: Վերոնշյալ տեսակետից ելնելով, անհրաժեշտություն է ծագում այլ միջավայրերի դիտարկումը՝ որպես օդային ավազանի աղտոտիչների կրողներ:

Ձմռանը օդային ավազանի աղտոտվածության բացահայտման վստահելի ինդիկատոր է հանդիսանում ձյան ծածկույթը [18, 31]: Ձյան միջոցով աղտոտիչների ծանրաբեռնվածության հետազոտության արդյունավետությունը պայմանավորված է մի քանի հանգամանքներով 1) ձյունը հեշտ է նմուշառել և անալիզել, 2) օդերևութաբանական կայաններից հեշտ է իմանալ ձյան տեղման ժամանակը, 3) ձյան փաթիլների մեծ մակերեսի և դանդաղ նստելու ունակությունը թույլ է տալիս մթնոլորտից ավելի շատ աղտոտիչներ կուտակել՝ ի համեմատ անձրևի կաթիլների [65]: Հաստատված է կոռելյացիոն կախվածություն աղտոտիչների՝ օդային ավազանում և ձյան մեջ ունեցած պարունակությունների միջև, ինչը թույլ է տալիս օգտագործել այս միջավայրը քաղաքների աղտոտման երկրաքիմիական ինդիկացիայի համար [30, 31, 41, 42]: Համեմատած մյուս նստվածքային միջավայրերի հետ, մթնոլորտային մասնիկները ձյան մեջ շփվում են շատ քիչ ջրի քանակության հետ, այլ ոչ թե պինդ նյութերի, ինչի համար էլ մթնոլորտային նստվածքների բաղադրությունը կարելի է որոշել նույնիսկ շատ փոքր պարունակությունների դեպքում [65]: Ձյան ծածկույթում նույնիսկ կուտակվում է ցնդող հատկություն ունեցող տարր Hg-ը, որը թերևս համեմատաբար տաք ջերմաստիճանային պայմաններում ունակ է կրկին անցնելու օդային ավազան [162]: Բացի այդ, Բալթիկ ծովի ափամերձ քաղաքային շրջանների ձնածածկույթում Hg-ի հետազոտությունը, ոչ միայն բացահայտեց այստեղ Hg-ի բարձր պարունակություններ, այլ նաև այն հանգամանքը, որ ձյան նույնիսկ շատ բարակ շերտը կարող է հանդիսանալ լավ միջոց ուսումնասիրելու համար Hg-ի քիմիան և միջավայրում տեղափոխությունը [162]:

Ձյան ծածկույթի հետազոտությունը հնարավորություն է տալիս ստանալ տեղեկություն քիմիական տարրերի տարածական բաշխվածության և արտանետման աղբյուրների ազդեցության ինտենսիվության մասին կոնկրետ ժամանակահատվածում. մեկ ձյան տեղումի ընթացքում կամ ձնածածկի առկայության ամբողջ ընթացքում [19]: Ընդհանուր առմամբ ձնածածկի քիմիական բաղադրության հետազոտությունը թույլ է տալիս բացահայտել աղտոտման տարածական պսակները և քանակապես հաշվարկել լանդշաֆտ թափանցող աղտոտիչների իրական ներմուծման չափը կայուն ձնածածկի ժամակահատվածի կտրվածքով [32]: Քաղաքային տարածքներում ձնածածկի քիմիական բաղադրության փոփոխականությունը պայմանավորված է տեխնածին արտանետումներով և տարբեր կառույցների քամու էրոզիայով [42]:

Ձյան ծածկույթին նստած մթնոլորտային փոշու հետազոտությունը հնարավորություն է տալիս ոչ միայն ստանալ տեղեկություն փոշու բաղադրության մասին, այլ նաև հաշվարկել փոշու ընդհանուր ծանրաբեռնվածությունը [19, 32, 20, 41, 42]: Ձյունը չի համարվում ակտիվ ո՛չ քիմիական, և ո՛չ էլ կենսաբանական տեսանկյունից, ինչպես օրինակ հողը, քանզի այնտեղ գրեթե տեղի չեն ունենում նյութի էական քիմիական փոփոխություններ [32]:

Քաղաքային տարածքներում ձնածածկի նման հետազոտություններն այնքան էլ լայնածավալ բնույթ չեն կրում՝ կապված շատ երկրներում կայուն ձնածածկի բացակայության հետ: Շրջակա միջավայրի վիճակի այս էքսպրես գնահատման մեթոդը հիմնականում կիրառվում է տունդրային, տայգային, անտառատափաստանային, և մասամբ տափաստանային լանդշաֆտներում տեղակայված քաղաքներում [32]: Նման հետազոտություններ իրականացվել է Հազվագյուտ տարրերի միներալոգիայի, երկրաքիմիայի և բյուրեղաքիմիայի ինստիտուտի կողմից Մոսկվա, Պավլոդար, Սանկտ Պետերբուրգ [187], Տոլյատտի [32], Չելյաբինսկ [135] քաղաքներում: Որոշ հեղինակներ մատնանշում են ձյան՝ ծանր մետաղներով աղտոտման, լավ ինդիկատոր լինելը և դիտարկում են օդային ավազանի ծանր մետաղներով աղտոտման հետազոտություն իրականացնելու նպատակով: Մոսկվայի հարավարևելյան շրջանի համալիր էկոլոգաերկրաքիմիական հետազոտությունների շրջանակներում իրականացված ձնածածկի և նրանում ծանր մետաղների պարունակությունների հետազոտության արդյունքում ստեղծված փոշոտվածության և ծանր մետաղների բաշխվածության քարտեզները ցույց են տվել, որ ծանր մետաղների բարձր պարունակություններով շրջանները որպես կանոն տարածականորեն չեն համընկնում փոշոտվածության կարգաշեղումների հետ, ինչը բացատրվում է այն հանգամանքով, որ ծանր մետաղները բերվում են արդյունաբերական օբյեկտներից, որի ազդեցության շառավիղը սահմանափակ է, իսկ փոշին, դուրս գալով մթնոլորտ մոտակա աղբյուրներից, ունենում է նոսրացնող ազդեցություն ընդհանուր պատկերի վրա [19]:

Ֆլորիդայի Լահթի քաղաքում ճանապարհամերձ ձյան շերտի հետազոտությունը ևս փաստել է տրանսպորտի, որպես քաղաքային տարբեր աղտոտիչների աղբյուր հանդիսանալը, և բացահայտել ճանապարհամերձ հատվածում ծանր մատաղների առավել մեծ պարունակությունները՝ ապացուցելով ձյան ծածկի տրանսպորտային աղտոտիչների կուտակման արդյունավետ «թակարդ» հանդիսանալը [106]:

Այսպիսով, քաղաքային տարածքներում փոշու հետազոտության տարբեր մեթոդների, ու հետազոտության տարբեր միջոցների կիրառությունը հնարավորություն է տալիս լրացնելու որևէ մեթոդի թերությունը և ստանալ բազմաբովանդակ տեղեկատվություն՝ մասնավորապես փոշու բաղադրության, մասնիկի չափի, ձևի, մագնիսականության աստիճանի, ինչպես նաև ծանրաբեռնվածության մասին՝ օդային աղտոտվածության վիճակի գնահատման համար:

1.3 ՀՀ քաղաքային տարածքներում փոշով և ծանր մետաղներով աղտոտման հետազոտությունները

ՀՀ քաղաքներից շատերը, ելնելով իրենց բնական, տնտեսական առանձնահատկություններից, աչքի են ընկնում մթնոլորտային աղտոտման խնդիրներով՝ դեռևս խորհրդային տարիներից [1, 6 - 14, 16, 22, 23, 35 - 40, 55, 88, 89, 114, 123, 149 - 153]: Աղտոտիչների շարքում են գազային աղտոտիչները, փոշին և ծանր մետաղները: Հատկապես սուր է դրված փոշով և ծանր մետաղներով մթնոլորտային օդի աղտոտման հարցերն արդյունաբերական և տրանսպորտային մեծ կենտրոնացվածությամբ [37] աչքի ընկնող քաղաքներում, ինչպես նաև հանքալեռնային արդյունաբերական քաղաքներում [8]: Ընդ որում հիմնական հետազոտված քաղաքներում մթնոլորտի աղտոտման գործում նպաստող են դառնում նաև բնական լանդշաֆտը և կլիմայական առանձնահատկությունները:

ՀՀ քաղաքներում ստեղծվել է պետական մոնիթորինգային համակարգ, որի շրջանակներում մոնիթորինգային ստացիոնար և շարժական կայանների միջոցով իրականացվում է ամենօրյա մոնիթորինգ ծծմբի և ազոտի երկօքսիդների, գետնամերձ օզոնի և ընդհանուր փոշու ցուցանիշների համար: Ըստ այդ տվյալների ՀՀ քաղաքներում դիտվում է, ինչպես գազային աղտոտիչների, այնպես էլ փոշու ՍԹԿ նկատմամբ գերազանցումներ (ՀՀ Հայէկոմոնիթորինգ) [5]: Սակայն պետական մոնիթորինգի համակարգում հիմնականում սահմանափակ են ինչպես դիտակայանների քանակները, այնպես էլ հետազոտվող ցուցանիշները: Կան քաղաքներ, որոնք ընդհանրապես դուրս են մնացել մոնիթորինգային համակարգից:

ՀՀ քաղաքների մթնոլորտային հետազոտություններ տարիներ շարունակ (սկսած 1979 թթ.) իրականացվել են էկոլոգաերկրաքիմիական հետազոտությունների շրջանակներում՝ կիրառելով երկրաքիմիական և այլ մեթոդներ: Ընդ որում առաջին հետազոտություններն այստեղ իրականացվել են Հազվագյուտ տարրերի միներալոգիայի, երկրաքիմիայի և բյուրեղաքիմիայի ինստիտուտի կողմից դեռևս 1979թ-ին: 1989 թ.-ից սկսած Հայաստանի ամբողջ տարածքով աղտոտմանն ուղղված հետազոտություններ իրականացվում են ՀՀ ԳԱԱ Էկոլոգանոոսֆերային հետազոտությունների կենտրոնի աշխատակիցների կողմից: Հետազոտությունների օբյեկտ հանդիսացել ու շարունակում են մնալ երկրի արդյունաբերական (Երևան, Վանաձոր [22], Գյումրի [152, 153]) և հանքալեռնային քաղաքները (Ալավերդի [22], Քաջարան [8]): Իրականացված հետազոտությունները բացահայտել են վերոնշյալ քաղաքների երկրաքիմիական առանձնահատկությունները. հանքալեռնային քաղաքները բնութագրվում են մայր ապարներում քիմիական տարրերի (Mo, Cu, Pb և այլն) բարձր պարունակություններով, իսկ խոշոր արդյունաբերական քաղաքները թույլ ինտենսիվության բնական երկրաքիմիական ասոցիացիաներով [40]:

ՀՀ քաղաքներում հողերի, որպես, կուտակային միջավայրերի՝ քիմիական տարրերով աղտոտվածության էկոլոգաերկրաքիմիական առանձնահատկությունների բացահայտման հետ մեկտեղ իրականացվում է նաև դինամիկ միջավայրերում (ջուր, օդային ավազան) ծանր մետաղների էկոլոգաերկրաքիմիական հոսքի ցուցանիշների փոփոխության գնահատում:

Օդային ավազանի վիճակի բացահայտմանն ուղղված հետազոտություններ իրականացվել են ձյան և ծառերի տերևների դիտարկմամբ: Ծառերի տերևների՝ որպես փոշու և ծանր մետաղների կուտակիչների, հետազոտություն իրականացվել է Քաջարան [8] և Գյումրի [152, 153] քաղաքներում: Քաջարան քաղաքում փոշեկլանման բարձր հատկություններով օժտված 3 ծառատեսակների՝ եղրևանի սովորական *(Syringa vulgaris L.)*, կաղնի խոշորառէջ *(Quercus macrathera L.)*, ընկուզենի հունական *(Juglans regia L.)* տերևներին նստած փոշու հետազոտությունը բացահայտել է քաղաքի բնակելի հատվածում փոշու բարձր ծարաբեռնվածությունը և փոշում Mo, Cu, Zn, Ni, Pb, Mn տարրերի ֆոնային գերազանցումներ [8]: Գյումրի քաղաքում հետազոտված թխկի հացենիատերև *(Acer negundo L)*, թեղի մանրատերև *(Ulmus parvifolia L.)*, թեղի հարթ *(Ulmus leavis Pall.)*, ընկուզենի հունական *(Juglans regia L.)*, ռոբինիա կեղծակացիա *(Robinia pseudoacacia L)*, բարդի սև *(Populus nigra L.)* ծառատեսակների տերևների փոշու հետազոտությունը բացահայտել է այստեղ Cr-ի և Pb-ի փոշու առաջնային աղտոտիչներ լինելը [152, 153]:

Որպես հին արդյունաբերական կենտրոն Երևան քաղաքը եղել և մնում է որպես հետազոտվող ակտուալ օբյեկտ՝ կապված սոցիալ տնտեսական, արդյունաբերության վիճակի փոփոխության, տրանսպորտի ինտենսիվացման, բնակչության աճի, և որպես վերջնական արդյունք էկոլոգաերկրաքիմիական իրավիճակի փոփոխության հետ: Այստեղ սկսած 1989 թ.-ից հողերի էկոլոգաերկրաքիմիական հետազոտությունների հետ համակցված իրականացվում է քաղաքի մթնոլորտում ծանր մետաղների երկրաքիմիական հոսքի պարամետրերի փոփոխության գնահատման հետազոտություններ, որոնք իրականացվում են ձնածածկի՝ որպես կուտակող միջավայրի, երկրաքիմիական նմուշառման միջոցով: Նմուշառումներն իրականացվել են տարին մեկ, կամ երկու տարին մեկ անգամ: Հետազոտության արդյունքները թույլ են տվել հաստատել ուղիղ կախվածություն շրջակա միջավայրի ծանր մետաղներով աղտոտման մակարդակի և արդյունաբերական ու տրանսպորտի մթնոլորտային արտանետումների ծավալի միջև [37]:

Կանաչ տարածքների տարաբնույթ հետազոտություններ քաղաքում բազմիցս իրականացվել են ընդգրկելով քաղաքի ինչպես ամբողջ տարածքը, այնպես էլ առանձին այգիներ [52, 123]: Այս հետազոտությունները հիմնականում նպատակաուղղված են եղել բացահայտելու տարբեր բույսերի տերևներում ծանր մետաղների և քլորի կուտակման ունակությունը [123] և հաստատելու որոշ ծառատեսակների քաղաքային տարածքում աղտոտման նվազեցման համար օգտագործման արդյունավետությունը: Քաղաքի տարածքում հիմնականում ուսումնասիրվել են Ռոբինիա կեղծակացիա (*Robinia pseudoacacia* L.), հացենի սովորական *(Fraxinus excelsior L.)*, բարդի սպիտակ (*Populus alba* L.), թթենի սպիտակ (*Morus alba* L), և խաղող մշակովի (*Vitis vinifera L.*) բույսերը, որոնց տերևներում հայտնաբերվել են Pb, Ni, Mo տարրերի ֆոնային գերազանցումներով պարունակություններ [89], ինչպես նաև մեծ քանակությամբ քլորի կուտակում: Քաղաքի կանաչապատման մեջ լայնորեն կիրառվող թթենու պտուղների հետազոտություններն արձանագրել են դրանցում Hg-ի առկայություն: Երևան քաղաքի օղակաձև այգու Ռոբինիա կեղծակացիայի (*Robinia pseudoacacia* L.) և հացենի սովորականի (*Fraxinus excelsior* L.) հետազոտությունը, ինչը ներառել է Pb, Ni, Mo, Mn, Cu, Zn տարրերի պարունակությունների որոշումը, նպատակ է հետապնդել բացահայտել հետազոտության մեթոդի (WorldView-2) կիրառելիությունը և արդյունավետությունը գնահատելու կանաչ տնկարկների վիճակը տրանսպորտի ազդեցության պարագայում [52]:

Երևան քաղաքում կատարված էկոլոգաերկրաքիմիական հետազոտություններից ակնհայտ է, որ այստեղ փոշին և ծանր մետաղները (Pb, Cu, Zn, Ni, Co, Cr, Ag և այլն) ակտուալ աղտոտիչներ են, որոնց մթնոլորտ ներկրողները հիմնականում հանդիսանում էին անշարժ (տարբեր արտադրական ձեռնարկություններ) և շարժական անթրոպոգեն աղբյուրները (ավտոտրանսպորտ): Ընդ որում, մթնոլորտային աղտոտվածության մասին են վկայում նաև պետական մոնիթորինգային ծառայության տվյալները [5]: Սակայն պետք է նշել, չնայած հետազոտությունները ցույց են տվել, որ Երևան քաղաքի տարածքում ծանր մետաղները հանդիսանում են առաջնային աղտոտիչներ, մոնիթորինգի հետազոտվող ցուցանիշների շարքում առանձին ծանր մետաղների մոնիթորինգը բացակայում է [5]:

Կապված օդային ավազանի դինամիկության, ինչպես նաև քաղաքի տարածքում տեղի ունեցող աղտոտման հիմնական աղբյուրների քանակական փոփոխության հետ, կարևորվում է օդային ավազանի էկոլոգաերկրաքիմիական հետազոտության պարբերականությունը՝ փոշով և ծանր մետաղներով աղտոտման մակարդակի գնահատման, վերջիններիս տարածական բաշխվածության բացահայտման, քաղաքի տարածքն ըստ վտանգավորության գոտիների առանձնացման նպատակով: Մինչև այժմ կատարված հետազոտությունները կամ կրում են ավելի լոկալ բնույթ կամ լիովին չեն բացահայտում քաղաքի ամբողջ տարածքում օդային ավազանի փոշու, նրանում ծանր մետաղների պարունակությունների մակարդակները, ինչպես նաև չեն տալիս փոշու ծանր մետաղներից մարդու առողջության ռիսկի մասին տեղեկատվություն:

Սույն աշխատանքում իրականացվել է Երևան քաղաքի օդային ավազանի փոշու էկոլոգաերկրաքիմիական առանձնահատկությունների բացահայտում, ինչպես նաև միջազգային ընդունված մեթոդներով ծանր մետաղներից մարդու առողջության ռիսկի գնահատում՝ կիրառելով օդային ավազանի աղտոտման հետազոտությունների այլընտրանքային մեթոդներ՝ ծառերի տերևները և ձնածածկը դիտարկելով որպես փոշու և ծանր մետաղների ինդիկատոր միջավայրեր:

ԳԼՈՒԽ 2. ՀԵՏԱԶՈՏՈՒԹՅԱՆ ՕԲՅԵԿՏԸ, ՆՅՈՒԹԵՐԸ ԵՎ ՄԵԹՈԴՆԵՐԸ

2.1 Հետազոտության օբյեկտը

Հետազոտության օբյեկտը ՀՀ մայրաքաղաք Երևանն է՝ 223 կմ^2 մակերեսով (ՀՀ տարածքի 0.75%-ը), 1071.5 հազար մարդ բնակչությամբ (ՀՀ բնակչության 35.6 %-ը) [4]: Հանդիսանում է հանրապետության խոշորագույն վարչական, տնտեսական, մշակութային կենտրոն: Գտնվում է ՀՀ հարավ-արևմուտքում՝ Արարատյան գոգահովտի հյուսիս-արևելքում (40°10′24.6″N, 44°30′39.6″N):

Ռելիեֆի կառուցվածքում առանձնացվում է 4 ենթաշրջան. հարավ-արևմուտքում՝ *Արարատյան դաշտ* (բացարձակ բարձրությունը 850-1000 մ.ծ.մ)՝ կազմված ալյուվիալ-պրոլյուվիալ, լճագետային նստվածքներից, միջնաշերտային լավային ծածկերից, հյուսիսում՝ *Եղվարդի*, հյուսիս-արևելքում՝ *Կոտայքի սարավանդներ* (բացարձակ բարձրությունը 1100-1500 մ.ծ.մ), որոնք տեղակայված են Արագածի, Արայի լեռան խոշոր հրաբուխների և Գեղամա լեռների միջև և առանձնանում են թեթև ալիքավոր ռելիեֆով, տեղ-տեղ հրաբխախարամային կոներով, արևելյան մասում՝ *Գեղամա լեռների* արևմտյան լանջեր (բացարձակ բարձրությունը 1200-1350 մ.ծ.մ) [15]:

Քաղաքի հիմնական ջրային զարկերակները, նեղ քարքարոտ կիրճերով հոսող, տրանզիտային Հրազդան գետն ու նրա վտակ Գետառն են: Վերջիններս իրենց կիրճերով քաղաքի հյուսիսային մասում ռելիեֆը մասնատում են Եղվարդի, Արաբկիր-Քանաքեռի և Նորքի սարավանդների: Գետառի արտաբերման կոնի վրա է ընկնում քաղաքի կենտրոնական հատվածը (Երևանի գոգահովիտ, 900-1000մ ծ.մ.բ.): Հրազդան գետը քաղաքը կիսում է աջափնյա՝ հյուսիսարևմտյան և ձախափնյա՝ հարավարևմտյան մասերի: Գետի վրա ստեղծված է ջրամբար՝ Երևանյան լիճը [15]:

Քաղաքի երկրաբանական հիմքի կառուցվածքի ձևավորմանը մասնակցում են նստվածքների բարդ համակարգեր՝ ներկայացված մայրցամաքային, հրաբխային, հրաբխանստվածքային և նստվածքային ձևերի ապարներով: Քաղաքում կան աղի, բազալտի, տուֆի, ավազի և այլ շինանյութերի հանքակուտակումներ [15]:

Կլիման տիպիկ ցամաքային է. ամառը շոգ է, չորային, ձմեռը՝ չափավոր ցուրտ և խոնավ, աշունը՝ շարունակական, տաք, գարունը՝ կարճատև և տաք: Կլիմայի ցուցանիշները փոփոխվում են ըստ բարձրության: Տարեկան միջին տեղումների քանակը կազմում է 250-400 մմ (ըստ բարձրության) [15, 33]: Տեղումները գերակշռում են գարնան և աշնան ամիսներին: Կայուն ձնածածկույթ լինում է հունվար և փետրվար ամիսներին, բայց ոչ ամեն տարի: Տարվա կտրվածքով գերակշռում են հյուսիսարևելյան քամիները [15, 33]:

Քաղաքի հողերը հիմնականում կիսաանապատային են, ներկայացված լեռնային գորշ և լեռնաշագանակագույն հողերով: Քաղաքի հողերը, ինչպես և բոլոր քաղաքային տարածքների հողերը, անթրոպոգեն ազդեցության տակ հիմնականում փոփոխված են: Բնական լանդշաֆտը կիսաանապատային և չոր լեռնատափաստանային է [15]:

Քաղաքի կլիման, տեղանքի տոպոլոգիան, մթնոլորտային շրջանառության առանձնահատկությունները (ջերմային ինվերսիաներ), ինչպես նաև քաղաքի ճարտարապետաշինարարական յուրահատկությունները բարդացնում են մթնոլորտային օդի շրջապտույտը և քաղաքի օդափոխման համակարգը [37]:

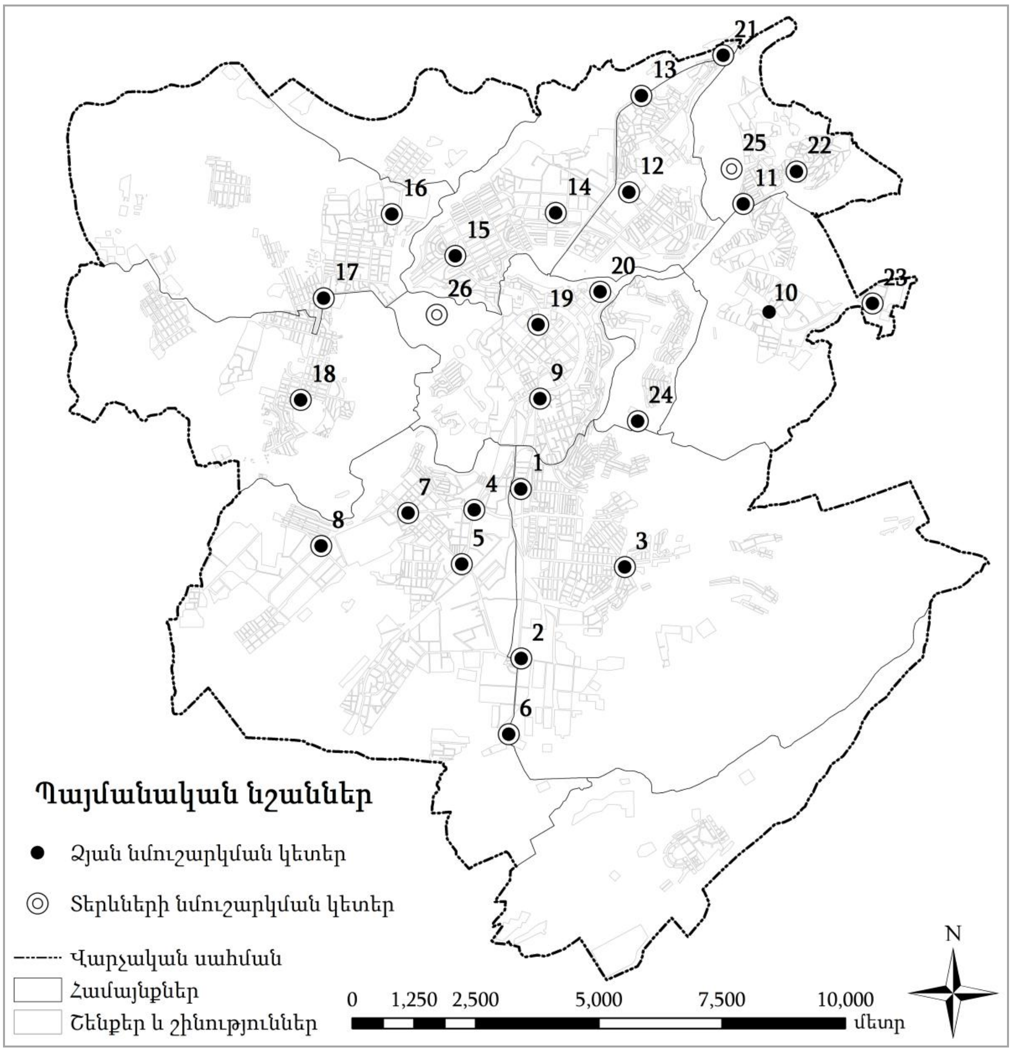
2.2 Հետազոտության նյութեր և մեթոդներ

Պայմանավորված մթնոլորտային օդի դինամիկությամբ, որպես հետազոտության հիմնական սուբստրատ ընտրվել են ինդիկատորային միջավայրեր հանդիսացող ծառերի տերևները [16, 156, 157, 168, 176] և ձնածածկը [41, 42, 135]: Վերջիններս հանդիսանում են փոշու և ասոցիացված ծանր մետաղների կուտակիչ միջավայրեր և պատկերացում են տալիս կարճաժամկետ աղտոտման մասին [42]:

Հետազոտությունների առաջին փուլով իրականացվել է հետազոտության օբյեկտի վերաբերյալ տեղեկատվության հավաքագրում տարբեր աղբյուրներից, մասնագիտական գրականության և մարդու առողջությանն ուղղված ռիսկի գնահատման միջազգային մեթոդների ուսումնասիրություն, ուսանում և կիրառում:

Նմուշառման և լաբորատոր փուլում իրականացվել է տերևների, ձյան և մանկապարտեզի տարածքի տարբեր սուբստրատների նմուշառում: Ձյան և տերևների տարածականորեն համակցված նմուշառման կետերն *(նկ. 1)* ընտրվել են հաշվի առնելով երկար տարիների ընթացքում Էկոկենտրոնի կողմից կիրառվող մոնիթորինգային կետերը՝ տվյալների շարունակականությունն ու համեմատելիությունն ապահովելու համար:

Ձյան (24 նմուշ) նմուշառման աշխատանքներն իրականացվել են Ստանդարտ օպերացիոն ընթացակարգերի (ՍՕԸ) համաձայն՝ մշակված Շրջակա միջավայրի երկռաքիմիայի բաժնում՝ հիմք ընդունելով համապատասխան մեթոդական ցուցումները



Նմուշի համար	Տեղադիրք	Նմուշի համար	Տեղադիրք	Նմուշի համար	Տեղադիրք
1	«Սասունցի Դավիթ» հրապարակ	10	Թևոսյան փ.	19	Թումանյան-Մաշտոց խաչմերուկ
2	Արցախի փ.	11	Գայի պ.	20	Աբովյան փ.
3	Այվազովսկու փ.	12	Պարույր Սևակի փ.	21	Թբիլիսյան խճ.
4	Արշակունյաց պ.	13	Թբիլիսյան խճ.	22	Խուդյակովի փ.
5	Արշակունյաց-Բագրատունյաց խաչմերուկ	14	Կոմիտասի փ.	23	Թևոսյան փ.
6	«Մաքուր երկաթ» գործարան	15	Քոչարի փ.	24	Գ. Հովսեփյան փ.
7	Բագրատունյաց պ.	16	Մարգարյան փ.	25	Բուսաբանական այգի
8	Արտաշեսյան-Շիրակ խաչմերուկ	17	Սեբաստացի-Լենինգրադյան խաչմերուկ	26	Ծիծառնակաբերդի այգի
9	Տիգրան Մեծի պ.	18	Սեբաստիայի փ.	27	-

Նկար 1. Ձյան և տերևների նմուշարկման կետերը և նրանց տեղադիրքը Երևան քաղաքի տարածքում

[31, 41, 42, 30]: Ջյունը զգուշությամբ նմուշառվել է հստակ մակերեսից՝ խուսափելով հնարավոր աղտոտումից՝ հողային շերտին դիպչելուց, և պլաստիկ տարրաներով տեղափոխվել: Նմուշները սենյակային ջերմաստիճանում հալեցվելուց հետո, ֆիլտրվել են, ֆիլտրված նյութը կշռվել և ուղարկվել է Էկոկենտրոնի Կենտրոնական անալիտիկ լաբորատորիա (հավատարմագրված ISO-IEC 17025) [31, 41, 42, 30]:

Ծառերի տերևների (25 նմուշ)՝ նմուշառումն իրականացվել է առավելագույնս տարածականորեն համակցված ձյան նմուշներին: Նմուշառվել են առավել տարածված և լավ փոշեկլանիչ տեսակներ, ինչպիսիք են ընկուզենի հունական (*Juglans regia L.*) (4-րդ աստիճանի կամ նվազող փոշեկլանում), թեղի հարթ (*Ulmus laevis Pall. L.*) (2-րդ աստիճանի կամ բարձր փոշեկլանում), թեղի մանրատերև (*Ulmus parvifolia L.*) (2-րդ աստիճանի կամ բարձր փոշեկլանում), սոսի արևելյան (*Platanus orientalis L.*) (5-րդ աստիճանի կամ ցածր փոշեկլանում), բարդի սպիտակ (*Populus alba L.*) (4-րդ աստիճանի կամ նվազող փոշեկլանում), թթենի սպիտակ (*Morus alba L.*) (3-րդ աստիճանի կամ միջին փոշեկլանում), եղրևանի (*Syringa vulgaris L.*): Նմուշառման աշխատանքները իրականացվել են համաձայն ՍՕԸ-ի՝ մշակված Շրջակա միջավայրի երկրաքիմիայի բաժնում՝ հիմք ընդունելով համապատասխան մեթոդական ցուցումները [2, 3, 8, 16, 27, 32, 112]:   Յուրաքանչյուր նմուշառման կետում տերևները նմուշառվել են 3-5 նույնատեսակ ծառից՝ գետնից 1.5-2.0 մ բարձրությունից, այնուհետև տերևները դրվել են թղթե տոպրակների մեջ: Սենյակային ջերմաստիճանում չորացվելուց հետ, տերևները լվացվել են թորած ջրով, ստացված լուծույթը ֆիլտրվել է նախապես կշռված ֆիլտրով (պահման սահմանը 2-3 մկմ), ստացված կախույթով ֆիլտրերը կշռվել են, այնուհետև ուղարկվել լաբորատորիա:

Մոդելային մանկապարտեզի տարածքից վերցվել են տերևների, հողի, դրսի և ներսի փոշու նմուշներ: Առկա ծառատեսակ եղրևանու տերևները (*Syringa vulgaris*) (2 նմուշ՝ 2-ական ենթանմուշից բաղկացած) վերցվել են համաձայն վերոնշյալ մեթոդիկայի: Հողի նմուշառումն իրականացվել է ՆՈՒՀ-ի ամբողջ տարածքից, նմուշը (մոտ 500-600գ) չժանգոտվող բահի միջոցով վերցվել է հողի 0-5 սմ խորությունից: Միասնական նմուշը բաղկացել է 6 առանձին ենթանմուշներից՝ ներառելով խաղահրա-պարակների, գրունտային և բույսերի աճեցման համար նախատեսված հող: Տեղափոխման և պահման նպատակով հողը լցվել է պլաստիկ տոպրակի մեջ և համարակալ- վել: Լաբորատորիայում հողը չորացվել է սենյակային պայմաններում, հոմոգենիզացվել, մաղվել է 2մմ անցքի տրամագիծ ունեցող մաղով: Նմուշառման գործընթացն իրականացվել է համաձայն մշակված ՍՕԸ-ի [2, 30, 31, 41, 42, 46, 78, 94 - 96]:

Ներսի և դրսի մեկական նմուշները՝ 5-ական ենթանմուշներից բաղկացած, վերցվել են վրձնի օգնությամբ համապատասխանաբար ներսի և դրսի պատուհանագոգերից, աստիճաններից, դռան անկյուններից, հատակի անկյուններից [112]:

Լաբորատոր աշխատանքներ. Հողի և փոշու (տերև, ձյուն, ներսի, դրսի) նմուշներում որոշվել են Cd, As, Pb, Cr, Ni, Co, Zn, Cu, Ag, Hg, Mo տարրերի պարունակություններն Ատոմաաբսորբցիոն սպեկտրոմետրի միջոցով AAnalyst 800 AAS PE, USA՝ Էկոկենտրոնի կենտրոնական անալիտիկ լաբորատորիայում (հավատարմագրված ISO-IEC 17025):

Սոսի արևելյան (Platanus orientalis L.) ծառատեսակի տերևների նմուշառում և անալիզ՝ փոշու որակական և քանակական բնութագրման նպատակով: Ծառատեսակի տերևների նմուշառումն իրականացվել է «Եվրոպական քաղաքների օդային ավազանի որակի մոնիթորինգի իրականացում ծառերի միջոցով» ծրագրի շրջանակներում 2014թ.-ի օգոստոս-սեպտեմբեր ամիսներին Եվրոպական 20 երկրների, այդ թվում նաև Երևանից: Նմուշարկվել է 2 ծառ՝ քաղաքի տրանսպորտային խիստ ծանրաբեռնված փողոցից (Հերացի փողոց) և այգու տարածքից (Անգլիական այգի): Յուրաքանչյուր ծառից նմուշառվել է 5 ական տերև 3-ից 5մ բարձրությունից: Խիստ ծանրաբեռնված ճանապարհի մոտ գտնվող ծառից տերևները նմուշառվել են փողոցի կողմից [54]:

Տերևների անալիզն իրականացվել է 2 տարբեր քաղաքների տարբեր համալսարաններում. Ագրոմիջավայրի և անտառային կենսաբանության ինստիտուտ (Իտալիա), որտեղ անալիզն իրականացվել է Սկանավորման էլեկտրոնային մանրադիտակի օգնությամբ (Scanning electron microscopy (SEM)) և Անտվերպենի համալսարան (Բելգիա), որտեղ իրականացվել է տերևների կենսամագնիսական իզոթերմալ հագեցվածության անալիզ (Saturation Isothermal Remnant Magnetization (SIRM)) [54]:

SEM անալիզի ժամանակ դիտարկվել են 4 տերևի փոքր կտորներ (2-ական տերևաթիթեղի վերևի և ստորին մակերեսներ)՝ նմուշառման յուրաքանչյուր կետից

(Հավելված, նկ. 1): Քանակական անալիզի համար յուրաքանչյուր փոքրիկ կտորի վրա դիտարկվել են 5 ական կետեր (տերևի վերևի և ստորին մակերեսներ): Ստացված 40 նկարը՝ 250:250 մկմ-ի մակերեսով օգտագործվել է մասնիկների խտության և չափի որոշման նպատակով (Gwyddion particle analysis program, Statistical program Origin 6.1, ImagJ): Քանակական բնութագրման համար յուրաքանչյուր կետում դիտարկվել է 10 մասնիկ, որպես վերջնական արդյունք ունենալով դիտարկված 400 փոշեմասնիկ, որտեղ որոշվել են Na, Mg, Al, Si, P, S, Cl, K, Ca, Fe-ի կշռային պարունակությունները [54]:

SIRM անալիզն իրականացվել է ընդունված մեթոդիկայի համաձայն՝ նախապես *ImageJ* ծրագրի միջոցով որոշվել է տերևների մակերեսը, չափվել է մասնիկների ինտենսիվությունը, որից հետո համապատասխան բանաձևի կիրառմամբ հաշվարկվել է տերևների մագնիսական իզոթերմալ հագեցվածությունը *(հավելված, նկ. 2)* [99]:

Տվյալների մշակում. Ձնածածկի փոշու և ծանր մետաղների ծանրաբեռնվածությունը որոշվել է հետևյալ բանաձևերով [8, 30, 32, 42].

$$P_{\text{ՓՄ}} = P_{\text{Փ}}/S \times t \ (1), \quad P_{\text{ՄՄ}} = C_i \times P_{\text{Փ}} \ (2)$$

որտեղ $P_{\text{Փ}}$-ն նմուշում փոշու կշիռն է, S-ը շուրֆի մակերեսը, t-ժամանակը ձյան տեղալուց հետո, C_i-ն տարրի պարունակությունը [30, 32, 42]: Փոշու ծանրաբեռնվածությունը սանդղակավորվել է համաձայն Պերելմանի [32] *(հավելված, աղ. 1)*:

Օրվա ընթացքում տերևի վրա նստած փոշու ծանրաբեռնվածությունը որոշվել է հետևյալ բանաձևերով [8, 30, 32, 42].

$$P_{\text{տն}} = m_{\text{տն}}/S \ (3), \quad m_{\text{տն}} = m_o - (m_o \times 100/35)\ /t \ (4)$$

որտեղ $m_{\text{տն}}$-ը 1 օրվա ընթացքում տերևին նստած փոշու զանգվածն է, S-ը տերևի գումարային մակերեսը [8, 30, 32, 42]: m_o-ն ֆիլտրված նյութի զանգվածը, t -ն նմուշառումից առաջ ոչ անձրևային օրերի քանակը [8, 30, 32, 42]:

Փոշու ծանր մետաղներով աղտոտման գնահատման համար տարրերի պարունակությունները համեմատվել են հողերի համար սահմանված ֆոնային պարունակությունների հետ *(Կոնցենտրացիայի գործակից (Kc))* [32, 42, 96]: Հաշվի առնելով քաղաքային տարածքներում փոշու բազմատարրությունը, իրականացվել է ինչպես առանձին տարրերի *(Երկրակուտակման գործակից (Igeo))* [96, 111, 121], այնպես էլ գումարային աղտոտման մակարդակի գնահատում (Աղտոտման գումարային գործակից (ԱԳԳ (Zc)) [32, 42, 96]:

Երկրակուտակման գործակիցը (I_{geo}) [96, 111, 121] հաշվարկվել է (5) բանաձևով՝

$$I_{geo} = \log_2 \frac{C_i}{1.5B_i}, \quad (5)$$

որտեղ C_i-ն փոշում i տարրի պարունակությունն է, B_i-ն i-րդ տարրի Երևանի հողերում լոկալ ֆոնային պարունակությունը: Երկրակուտակման գործակցի արժեքն աստիճանավորվել է համաձայն ընդունված սանդղակավորման (հավելված, աղ. 2) [96, 111, 121]:

Աղտոտման գումարային գործակիցը (ԱԳԳ (Zc)) հաշվարկվել է համաձայն հետևյալ բանաձևերի [32, 42, 96].

$$K_c = C_i/C_f \ (6), \quad Z_c = \sum_{i=1}^{n} K_c - (n-1), \ (7)$$

որտեղ K_c-ն կոնցենտրացիայի գործակիցն է, C_i-ն փոշում i-րդ մետաղի պարունակությունն է, C_f -ը հողում i-րդ տարրի երկրաքիմիական ֆոնն է, n $K_c > 1$ արժեք ունեցող տարրերի քանակն է: Zc-ն սանդղակավորվել է ըստ Պերելմանի [32] կողմից առաջարկված սանդղակի *(հավելված, աղ. 1)*:

Փոշու ծանր մետաղների քանակական և որակական բնութագրման համար կազմվել են երկրաքիմիական շարքեր:

Փոշու ծանր մետաղների աղտոտման սանիտարահիգիենիկ գնահատման համար ծանր մետաղների պարունակությունները համեմատվել են ՀՀ կառավարության կողմից սահմանված Սահմանային թույլատրելի կոնցենտրացիաների հետ (ՍԹԿ) (Բանաձև 8) [2]: Բազմատարր աղտոտման սանիտարահիգիենիկ գնահատման համար հաշվարկվել է Կոնցենտրացիայի հանրագումարային ցուցանիշը (ԿՀՑ) Բանաձև 9-ի միջոցով.

$$K_{i(ՍԹԿ)} = C_i/C_{i\,ՍԹԿ} \ (8), \quad ԿՀՑ = \sum K_{i(ՍԹԿ)}, \ (9)$$

որտեղ C_i-ն i-րդ տարրի պարունակությունն է, $C_{i\,ՍԹԿ}$-ն i-րդ տարրի ՍԹԿ արժեքը, $K_{i(ՍԹԿ)}$-ն i-րդ նմուշի տարրերի ՍԹԿ նկատմամբ գերազանցումն է: ԿՀՑ աղտոտման մակարդակները սանդղակավորվել են համաձայն *հավելված, աղ. 3*-ի [2]:

Տվյալների վիճակագրական մշակումն իրականացվել է SPSS 20 ծրագրային փաթեթի միջոցով:

Առողջության ռիսկի գնահատում: Հաշվի առնելով ծանր մետաղների տոքսիկ և քաղցկեղածին ազդեցությունն առողջության ռիսկի գնահատման համար իրականացվել է ինչպես ոչ քաղցկեղածին, այնպես էլ քաղցկեղածին ռիսկի գնահատում: Ոչ քաղցկեղածին ռիսկի գնահատման դեպքում դիտարկվել են փոշու՝ մարդու վրա ունեցած ազդեցության հիմնական 3 ուղիները՝ փոշու մասնիկների անմիջական կլանում (նշվում է Կ ինդեքսով), բերանի և քթի միջոցով մասնիկների շնչում (նշվում է Շ ինդեքսով), մաշկին նստած փոշուց ծանր մետաղների աբսորբցիա մաշկի միջոցով (նշվում է Մ ինդեքսով): Ծանր մետաղներից առողջական ռիսկը երեխաների և մեծահասակների համար հաշվարկվել է համաձայն առողջական ռիսկի մոդելի [140, 170, 171]:

Ոչ քաղցկեղածին ռիսկը հաշվարկվել է Hg, Pb, Mo, Cd, Zn, Cu, Ni, Ag, Co, Cr, As-ի համար: Յուրաքանչյուր ուղու համար հաշվարկվել է ոչ քաղցկեղածին վտանգի ցուցանիշ: Ոչ քաղցկեղածին ռիսկը ոչ քաղցկեղածին վտանգի ցուցանիշների (HQi) գումարն է (Բանաձև 11)՝ ինչպես միատարր (մեկ մետաղի բոլոր ուղիներից HQ արժեքների գումար), այնպես էլ բազմատարր (բոլոր մետաղների 3 ուղիներից HQ արժեքների գումար) [140, 170, 171]:

$$HQ_i = \frac{CDI_i}{RfD_i} \ (10), \quad HI = \sum HQ_i, \ (11)$$

որտեղ CDI_i-ը յուրաքանչյուր մետաղի առանձին ուղիներից քրոնիկ օրական կլանումն է, որի հաշվարկման համար անհրաժեշտ պարամետրերը և համապատասխան արժեքները բերված են հավելված, *աղ. 5*-ում, RfD_i-ը յուրաքանչյուր մետաղի համապատասխան ազդեցության ուղու քրոնիկ էտալոնային չափաբաժինը: RfD արժեքները վերցվել են Ռիսկի գնահատման տեղեկատվական համակարգից [140]: Որոշ արժեքների բացակայության ժամանակ իրականացվել են վերափոխումներ համաձայն US EPA առաջարկված բանաձևերի: HI<1 վկայում է ոչ քաղցկեղածին ռիսկի բացակայության, իսկ HI>1 առողջական խնդիրների հավանականության մասին [140, 170, 171]:

Քաղցեղկածին ռիսկը բնորոշվում է որպես ամբողջ կյանքի ընթացքում որևէ տիպի քաղցկեղի առաջացում, որևէ քաղցկեղածին տարրի ազդեցության դեպքում: Քաղցկեղածին ռիսկը հաշվարկվել է Cr, Cd, As, Ni, Co-ի համար, որոնք համաձայն Քաղցկեղի հետազոտության գործակալության համարվում են քաղցկեղածին: Շնչառության քաղցկեղածին ռիսկ հաշվարկվել է Cd, Ni, Co, Cr, As-ի համար, իսկ կլանման ռիսկ Cr-ի և As-ի համար: Յուրաքանչյուր ուղուց քաղցկեղածին ռիսկը հաշվարկվել է համաձայն ԱՄՆ Շրջակա միջավայրի պահպանության կողմից մշակված 12 և 13 բանաձևերի [140, 170, 171]

$$Կլանման\ ռիսկ = LAAD_{ing} \times SF \ (12), \quad Շնչառության\ ռիսկ = LAAD_{inh} \times IUR \ (13),$$

որտեղ $LADD_{ing}$-ը և $LADD_{inh}$ ամբողջ կյանքի (LT=70) միջին օրեկան չափաբաժիններն են, որոնց հաշվարկման համար անհրաժեշտ պարամետրերը բերված են հավելված, աղյուսակ 5-ում: SF(մգ/կգ-օր)$^{-1}$ տվյալ տարրի քաղցկեղածին գործակիցն է, իսկ IUR (մգ/մ^3)$^{-1}$ շնչառության միավոր ռիսկն է: Բազմատարրային ռիսկը (RI) հաշվարկվել է գումարելով առանձին մետաղների քաղցկեղածին ռիսկի արժեքները: Քաղցկեղածին ռիսկի թույլատրելի սահմանը 10^{-6}-ից 10^{-4} է [111], մասնավորապես առանձին տարրից քաղցկեղածին ռիսկի թույլատրելի սահմանը 10^{-6}-ն է, իսկ բազմատարրի դեպքում՝ 10^{-4}-ը: Քաղցկեղածին ռիսկի մակարդակը սանդղակավորվել է համաձայն հավելվածի *աղյուսակ 4-ի* [141]:

ԳԼՈՒԽ 3. ԵՐԵՎԱՆ ՔԱՂԱՔԻ ՕԴԱՅԻՆ ԱՎԱԶԱՆԻ ՓՈՇՈՎ ԵՎ ԾԱՆՐ ՄԵՏԱՂՆԵՐՈՎ ԱՂՏՈՏՄԱՆ ՄԱԿԱՐԴԱԿԻ ԵՎ ԲՆԱԿՉՈՒԹՅԱՆ ԱՌՈՂՋԱԿԱՆ ՌԻՍԿԻ ԳՆԱՀԱՏՈՒՄ՝ ԱՅԼԸՆՏՐԱՆՔԱՅԻՆ ՄԵԹՈԴՆԵՐՈՎ

Շրջակա միջավայրի և մարդու առողջության վրա փոշու ազդեցությունը կապված է փոշու և նրանում առկա վնասակար տարրերի քանակության հետ: Փոշու քանակության մասին տեղեկատվություն կարելի է ստանալ փոշու ծանրաբեռնվածության հաշվարկման միջոցով, որն իրենից ենթադրում է միավոր մակերեսին միավոր ժամանակում նստած փոշու քանակ: Վերջինս հնարավորություն է տալիս որոշելու նաև միավոր մակերեսին միավոր ժամանակում փոշու հետ նստած ծանր մետաղների ծանրաբեռնվածությունը և պարունակությունները: Փոշու ծանրաբեռնվածության որոշման համար պարտադիր պայման է փոշեկուտակիչ միջավայրերի առկայությունը և դրանցում հստակ մակերեսների առանձնացման հնարավորությունը: Բազմաթիվ հեղինակներ իրենց աշխատանքներում, որպես այդպիսի միջավայրեր համարում են տերևները [16, 156, 157, 168, 176] և ձնածածկը [41, 42, 135]:

Հաշվի առնելով ՀՀ և մասնավորապես Երևանի բնակլիմայական պայմանները՝ սույն աշխատանքում տարբեր սեզոնների (ամառ, ձմեռ) համար գնահատվել է փոշու և ծանր մետաղների ծանրաբեռնվածությունները, փոշում ծանր մետաղներով աղտոտման մակարդակները, ծանր մետաղներով պայմանավորված առողջական ռիսկերը՝ հստակ փոշեկլանիչ մակերես ընտրելով քաղաքային ծառերի տերևները և ձյան ծածկը:

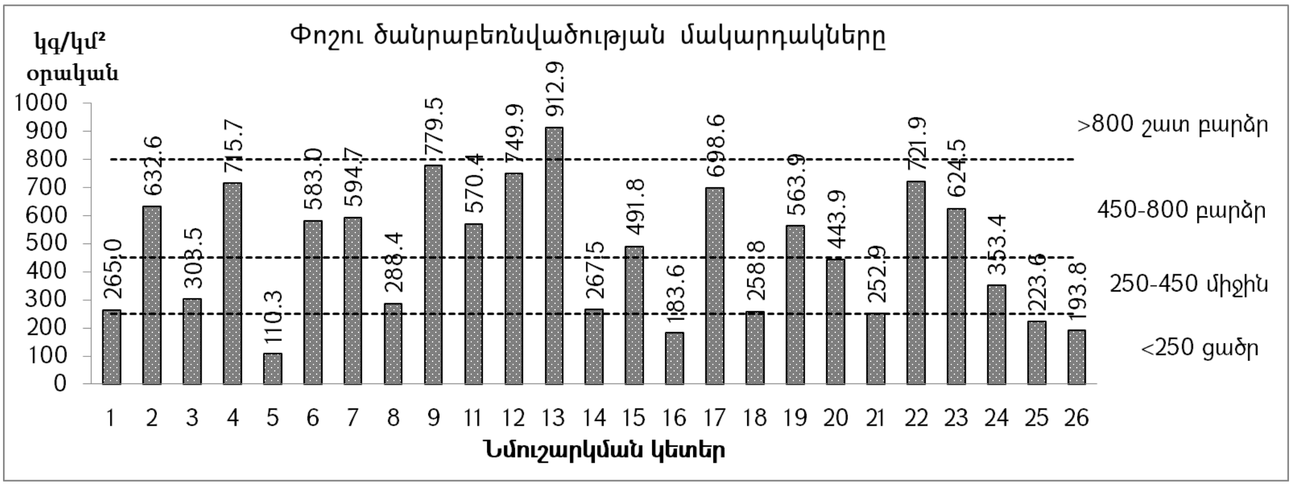
3.1. Երևան քաղաքի օդային ավազանի փոշով և ծանր մետաղներով աղտոտման մակարդակի և բնակչության առողջական ռիսկի գնահատում՝ կենսաֆիլտրերի կիրառմամբ

Ամռանը՝ որպես հստակ մակերեսով հետազոտման փոշեկուտակիչ օբյեկտ, ընտրվել են Երևան քաղաքի տարածքի կանաչապատման մեջ օգտագործված ծառերի տերևները [28, 35, 36, 114, 149 - 151]: Ծառատեսակների ընտրության համար հիմք է ծառայել 3 պայման. 1) տարածվածությունը քաղաքի կանաչապատման մեջ, 2) ծառերի փոշեկլանիչ հատկությունները և 3) ՀՀ ԳԱԱ Էկոկենտրոնի՝ օդային ավազանի մոնիթորինգային բազմամյա նմուշառման հենակետերի տարածական կցվածությունը:

3.1.1. Ծառերի տերևների փոշու և փոշում ծանր մետաղների ծանրաբեռնվածության գնահատում

Երևան քաղաքի օդային ավազանում ամռանը փոշու ծանրաբեռնվածության (այսուհետ նաև ՓԾ) արժեքը տատանվել է 110.3 – 912.9 կգ/կմ^2 օրական սահմաններում *(նկ. 2)*: Միջինում ՓԾ-ն կազմում է 471.4 կգ/կմ^2 օրական, որը համապատասխանում է մթնոլորտի փոշով աղտոտման բարձր, վտանգավոր մակարդակին [28, 35, 36, 114, 149 - 151]:

Հավաքագրված նմուշների 16%-ում (4 նմուշ) դիտվել է փոշու ծանրաբեռնվածության ցածր մակարդակ, 32%-ում (8 նմուշ)՝ միջին, 48%-ում (12 նմուշ)՝ բարձր և միայն 4%-ում (1 նմուշ)՝ չափազանց բարձր մակարդակ: Փոշու ծանրաբեռնվածության չափազանց բարձր մակարդակ գրանցվել է քաղաքի հյուսիսում՝ Քանաքեռ-Զեյթուն համայնքում գտնվող նմուշառման 13-րդ հենակետում (Թբիլիսյան խճ., Շամպայնի գործարան)՝ կազմելով 912.9 կգ/կմ^2 օրական, իսկ ցածր մակարդակը՝ քաղաքի հարավում՝ Շենգավիթ համայնքում, գտնվող նմուշառման 5-րդ հենակետում (Արշակունյաց-Բագրատունյաց խաչմերուկ, Բանվորի արձան)՝ կազմելով 110.3 կգ/կմ^2 օրական *(նկ. 29)*:

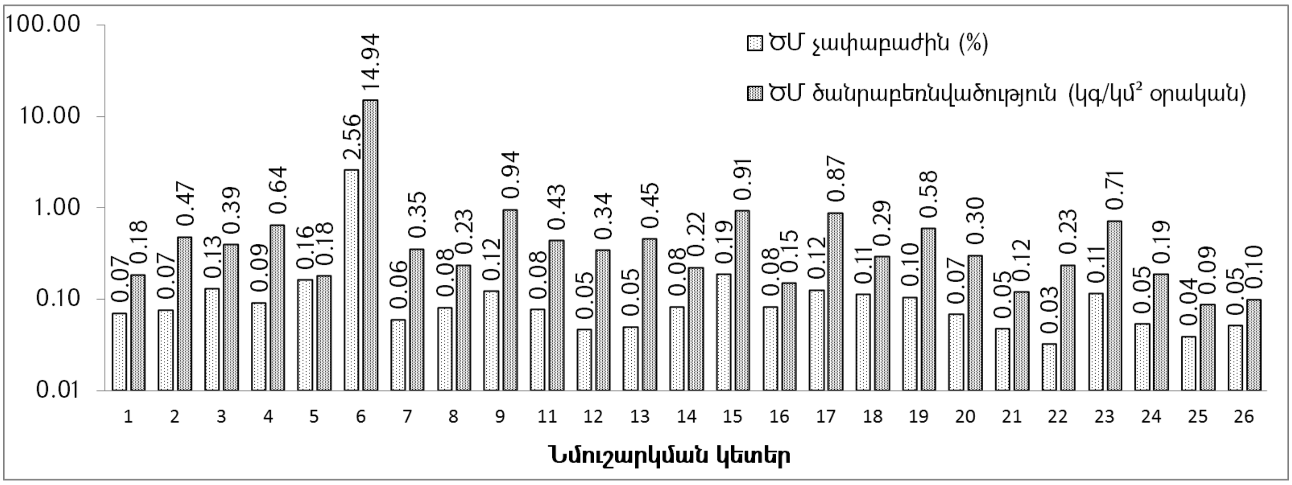


Նկար 2. Տերևների փոշու ծանրաբեռնվածության մակարդակները (կգ/կմ^2 օրական) առանձին նմուշառման կետերի համար

Փոշու ծանրաբեռնվածության տարածական բաշխվածության քարտեզ-սխեմայից *(նկ. 29)* երևում է, որ ամռանը քաղաքի տարածքի մեծ մասում դիտվել է փոշու ծանրաբեռնվածության միջին և բարձր մակարդակ: Մթնոլորտի փոշով աղտոտման չափազանց բարձր մակարդակի դաշտը տեղակայված է քաղաքի հյուսիսում:

Փոշում ծանր մետաղների չափաբաժինը տատանվում է 0.03-2.56%-ի սահմաններում, իսկ ծանրաբեռնվածության տատանման սահմանը կազմում է 0.09-14.94 կգ/կմ^2 օրական *(նկ. 3)*: Ծանր մետաղների (այսուհետ նաև ԾՄ) առավելագույն չափաբաժինը և ծանր մետաղների ծանրաբեռնվածության (այսուհետ նաև ԾՄԾ) առավելագույն արժեքը գրանցվել է նմուշառման 6-րդ հենակետում՝ քաղաքի հարավում *(նկ. 3, նկ. 30)*՝ կազմելով համապատասխանաբար 2.56% և 14.94 կգ/կմ^2 օրական: Ծանր մետաղների չափաբաժնի և ծանրաբեռնվածության այդպիսի մեծ արժեքները կարելի է կապել տեղանքում մետաղական խտանյութեր վերամշակող արդյունաբերական ձեռնարկությունների առկայության հետ («Արմենիան Մոլիբդեն Պրոդաքշն», «Մաքուր Երկաթ»):

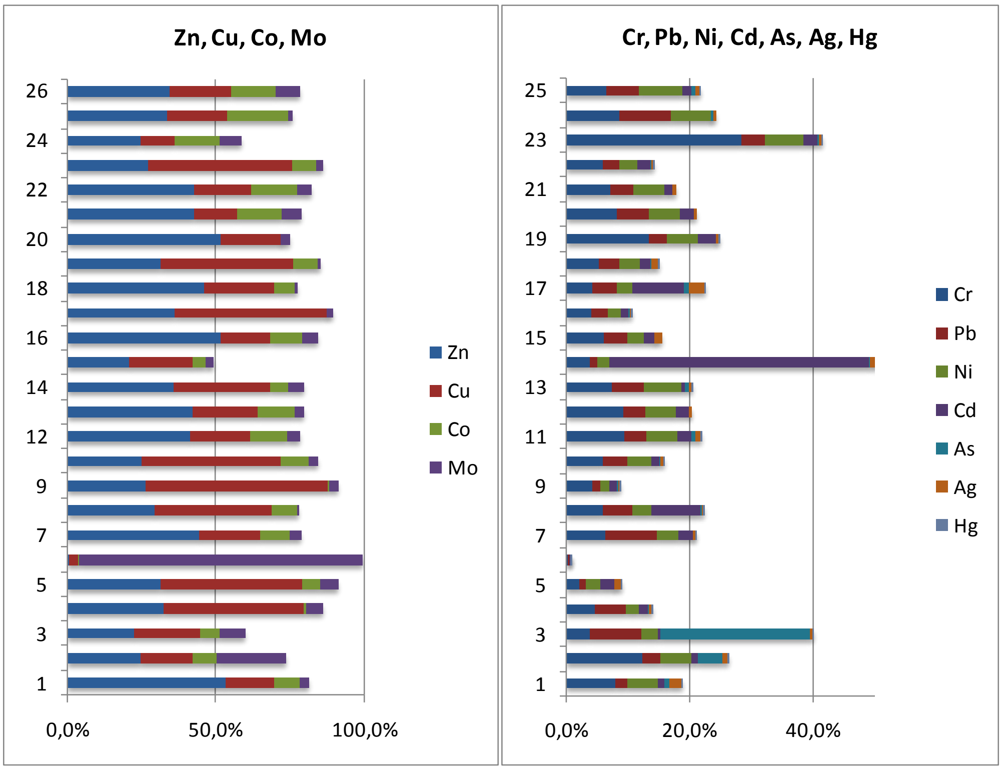
Տերևների փոշում ուսումնասիրված տարրերից առավել մեծ չափաբաժինները գրանցվել են չորս մետաղների համար՝ Mo, Cu, Co և Zn *(նկ. 4)*, որոնց գումարային ծանրաբեռնվածությունը ընդհանուր ԾՄԾ-ում կազմում է 49-99% (միջինում՝ 79%): Գումարային ծանր մետաղների ծանրաբեռնվածության մեջ առավելագույն մասնաբաժինը պատկանում է Zn-ին (34%), որին հաջորդում է Cu-ը (28.4%):



Նկար 3. Տերևների փոշում ծանր մետաղների (ԾՄ) չափաբաժինը (%) և ծանրաբեռնվածությունը (կգ/կմ^2 օրական)

Ամռանը տերևների փոշու և փոշում ծանր մետաղների ծանրաբեռնվածության հետազոտության արդյունքները թույլ են տալիս ամփոփելու, որ

- փոշու ծանրաբեռնվածությունը տատանվում է 110.3 – 912.9, միջինում 471.37 կգ/կմ^2 օրական՝ համապատասխանելով մթնոլորտի փոշով աղտոտման բարձր, վտանգավոր մակարդակին: Քաղաքի տարածքի մեծ մասում գրանցվել է փոշու ծանրաբեռնվածության միջին և բարձր մակարդակ,



Նկար 4. Տերևների փոշում առանձին տարրերի չափաբաժինները ծանր մետաղների գումարային ծանրաբեռնվածության մեջ

- փոշում ծանր մետաղների չափաբաժինը տատանվում է 0.03-2.56% սահմաններում՝ 0.09-14.94 կգ/կմ^2 օրական ծանրաբեռնվածության տատանման սահմանով: Առավել մեծ չափաբաժինները գրանցվել են Zn, Cu, Mo և Co-ի համար:

3.1.2. Ծառերի տերևների փոշում ծանր մետաղների պարունակությունների էկոլոգաերկրաքիմիական և սանիտարահիգիենիկ գնահատում

Քաղաքային փոշին աչքի է ընկնում բազմատարրությամբ, ինչի համար էլ տերևների փոշում ծանր մետաղների աղտոտման հետազոտության համար գնահատվում է ինչպես յուրաքանչյուր տարրի աղտոտման մակարդակը՝ Երկրակուտակման ցուցանիշի (Igeo) միջոցով, այնպես էլ բազմատարր աղտոտման մակարդակը՝ Աղտոտման գումարային գործակցի (ԱԳԳ) և Կոնցենտրացիայի հանրագումարային գործակցի միջոցով [28, 35, 36, 114, 149 - 151]:

Աշխատանքում դիտարկված Ni, Co, Ag, Cr, Pb, Mo, Cd, Zn, Cu տարրերը հայտնաբերվել են բոլոր նմուշներում [28, 35, 36, 114, 149 - 151]: 2 նմուշում As-ի և 6 նմուշում

Hg-ի պարունակությունները եղել են հայտնաբերման սահմանից ցածր: Այս նմուշների համար տրվել է հայտնաբերման սահմանի արժեքի ½-ը [142]:

Ծանր մետաղների պարունակությունների վիճակագրական նկարագրական պարամետրերը բերված են աղյուսակ 2-ում: Ասիմետրիայի և էքսցեսիայի արժեքները բոլոր տարրերի համար տարբերվում են 0-ից, ինչը հավաստում է, որ առկա է որոշակի շեղում նորմալ բաշխվածությունից:

Աղյուսակ 2

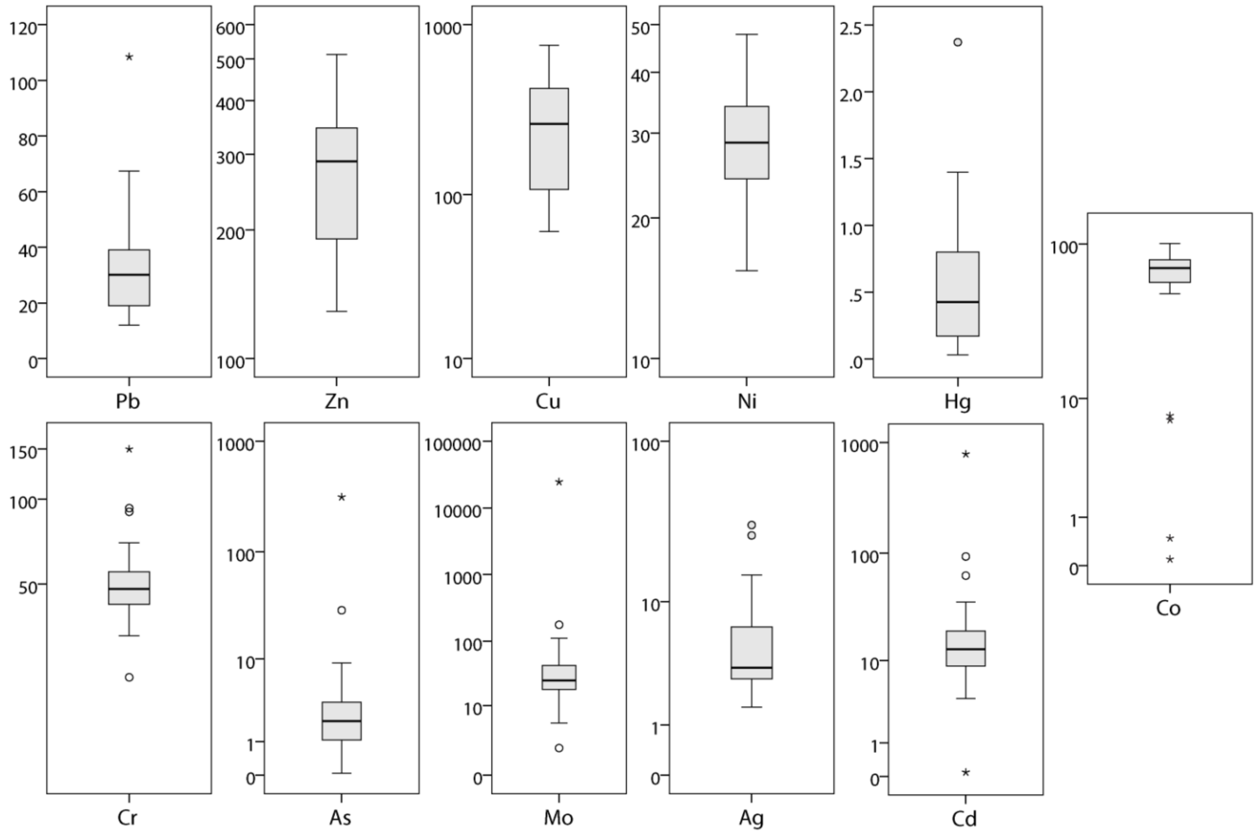
Տարրերի նկարագրական վիճակագրական պարամետրերը և երկրաքիմիական ֆոնը

Արժեք	**Ni**	**Co**	**As**	**Ag**	**Hg**	**Cr**	**Pb**	**Mo**	**Cd**	**Zn**	**Cu**
Միջին*	29.1	62.3	15.7	6.7	0.6	54.2	32.4	1015	48.7	282	294.6
Մեդիան*	28.6	70.7	2.1	3.4	0.4	48.0	30.2	24.9	12.8	288.7	261.1
Ստանդ շեղում	7.44	29.34	62.19	7.49	0.59	25.6	20.7	4883	154.4	113.2	230.8
Ասիմե-տրրիա	0.27	-1.14	4.93	2.30	1.43	2.45	2.30	5.00	4.87	0.56	0.8
Ասիմ. ստանդ. սխալ	0.46	0.46	0.46	0.46	0.46	0.46	0.46	0.46	0.46	0.46	0.4
Էքսցե-սիա	0.19	0.43	24.52	4.96	2.18	7.63	7.08	25.00	24.07	-0.53	-0.6
Էքսցես. ստանդ. սխալ	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9
Նվազ*	15.48	0.09	0.04	1.56	0.03	23.1	12.1	1.54	0.09	129	60.2
Առավել*	47.8	100.9	312.9	30.6	2.4	149.8	108.5	24456	783.4	511.4	757.7
Վար. գործ.%	26	47	396	112	102	47	64	481	317	40	78
Ֆոն*	30.4	15.65	0.69	0.25	0.02	71.1	4.8	1.75	0.312	78.38	40

Ծանուցում. «*»-ով բերված արժեքները չափվում են մգ/կգ-ներով:

Ni, Co և Zn-ը՝ համաձայն ±3σ կանոնի [17], կարող են համարվել նորմալ բաշխվածություն ունեցող տարրեր: Ավելին, դրանք դրսևորում են վարիացիայի գործակցի (CV) ցածր արժեքներ (26%, 47% և 40% համապատասխանաբար): Համեմատաբար ցածր վարիացիայի գործակցով ներկայանում են նաև Cr, Ag, Hg, Pb և Cu-ը, այնուամենայնիվ նրանք չեն հետևում նորմալ բաշխվածության կանոններին, ինչը կարող է բացատրվել էքստրեմումներով և սահմանային տիրույթից դուրս մնացած արժեքներով *(նկ. 5)*, որոնք ըստ երևույթին ունեն անթրոպոգեն ծագում: As, Mo և Cd վարիացիայի գործակիցները կազմում են 396%, 481%, 317% համապատասխանաբար, ինչը բացատրվում է որոշ նմուշներում ծանր մետաղների մարդածին գերբարձր պարունակությունների առկայությամբ *(նկ. 5)*:

Ինչպես երևում է *աղ. 3*-ից, որպես առաջնային աղտոտիչներ բարձր և միջին պարունակությունների դեպքում հանդիսանում են Mo, Cd և Hg-ը: Ընդհանուր առմամբ Co-ի պարունակությունների ֆոնից գերազանցում գրանցվել է նմուշների 84%-ում (21 նմուշ), As՝ 80%-ում (20), Ni՝ 48% (12 նմուշ), Cr՝ 12% (3 նմուշ), Mo և Cd՝ 96%-ում (24 նմուշ), իսկ Ag, Pb, Zn, Cu և Hg-ի պարունակությունները ֆոնը գերազանցել են բոլոր նմուշներում (25 նմուշ):



Ծանուցում. Հորիզոնական գծերը նվազագույն և առավելագույն արժեքներն են, ուղղահայաց գիծը ցույց է տալիս արժեքների տատանման սահմանները, ուղղանկյունները՝ 25% և 75% քվարտիլներն են (միասին ենթադրում են տիրույթ որտեղ ընկած է ընտրանքում արժեքների 95 %-ը), ուղղանկյունները բաժանող գիծը ընտրանքի մեդիանն է:

Նկար 5. Տերևների փոշում դիտարկված տարրերի բոքսպլոտերը (log10)

Ni, Co, Zn տարրերի վիճակագրական պարամետրերի համեմատությունը և միջին պարունակությունների ֆոնային գերազանցումները վկայում են, որ Ni-ը կարող է ունենալ բնական ծագում, իսկ Co և Zn-ը՝ ինչպես բնական, այնպես էլ մարդածին:

Երևան քաղաքի տարածքում աղտոտման աղբյուրների խճանկարային բաշխվածությունը բարդացնում է քիմիական տարրերի աղբյուրների ծագման հստակ բացահայտումը: Mo-ի աղտոտման հավանական աղբյուր կարող են հանդիսանալ քաղաքի հարավում գտնվող Mo-ի հումքի վերամշակման գործարանները: Cd-ի հիմնական աղբյուր հավանաբար կարող է լինել քաղաքային տրանսպորտի անվադողերի մաշումը, Hg-ի համար՝ վառելանյութի (բենզին) այրումը, ատամնաբուժարանները, բժշկական թափոնները և այլն, As-ի՝ մետաղի ձուլումը, ապակու, թղթի արտադրությունը: Հարկ է նշել, որ այս աղբյուրների առանձնացումը հինված է համաշխարհային փորձի վրա [57, 96]:

Տերևների փոշու ծանր մետաղներով կազմված երկրաքիմիական շարքերից *(աղ. 3)* երևում է, որ միջին և առավելագույն շարքերը բնութագրվում են բավականին բարձր գումարային ինտենսիվությամբ՝ կազմելով 17257.9 և 840.7:

Աղյուսակ 3

Տերևների փոշում ծանր մետաղների պարունակությունները, ֆոնային գերազանցումները և երկրաքիմիական շարքերը

Քիմիական տարր	**Ֆոն (մգ/կգ)**	**Տարրերի պարունակություններ (մգ/կգ)**			**Կոնցենտրացիայի գործակից (K_c)**		
		միջին	**նվազ.**	**առավել.**	**միջին**	**նվազ.**	**առավել.**
Ni	30.4	29.09	15.48	47.77	0.96	0.51	*1.57*
Co	15.65	62.26	0.09	100.90	*3.98*	0.01	*6.45*
As	0.69	15.71	0.04	312.94	*22.77*	0.05	*453.54*
Ag	0.25	6.68	1.56	30.63	*26.71*	*6.25*	*122.50*
Hg	0.017	0.57	0.03	2.37	*33.78*	*1.76*	*139.41*
Cr	71.1	54.23	23.11	149.81	0.76	0.33	*2.11*
Pb	4.8	32.43	12.10	108.47	*6.76*	*2.52*	*22.60*
Mo	1.75	1014.68	1.54	24456.00	*579.82*	0.88	*13974.86*
Cd	0.312	48.66	0.09	783.43	*155.96*	0.28	*2510.99*
Zn	78.38	281.93	129.01	511.45	*3.60*	*1.65*	*6.53*
Cu	40.03	294.65	60.24	757.70	*7.36*	*1.50*	*18.93*
Պարունակ.	**Երկրաքիմիական շարք**					**Գումարային ինտենսիվութ.**	
Առավել.	$Mo_{(13974.9)}>Cd_{(2510.9)}>As_{(453.5)}-Hg_{(139.4)}-Ag_{(122.5)}>Pb_{(22.6)}-Cu_{(18.9)}>Zn_{(6.5)}-Co_{(6.5)}-Cr_{(2.1)}-Ni_{(1.6)}$					17257.9	
Միջին	$Mo_{(579.8)}-Cd_{(155.9)}>Hg_{(33.5)}-Ag_{(26.8)}-As_{(22.8)}>Cu_{(7.4)}-Pb_{(6.7)}-Co_{(4.0)}-Zn_{(3.6)}$					840.7	
Նվազ.	$Ag_{(6.3)}-Pb_{(2.5)}-Hg_{(1.8)}-Zn_{(1.7)}-Cu_{(1.5)}$					13.69	

Ծանուցում.շեղատառերով, ընդգծված են և փակագծերում նշված են Kc>1 արժեքները

Առանձին ծանր մետաղներով աղտոտման մակարդակների գնահատման համար հաշվարկված I_{geo} արժեքները բերված են *աղ. 4*-ում: I_{geo} միջին արժեքը նվազում է հետևյալ հաջորդականությամբ Cd>Mo>Ag>Hg>Pb>Cu>Zn>Co>As>Ni>Cr: I_{geo} արժեքը Ni համար տատանվում է -1.6-ից 0.07 սահմաններում, միջինում կազմելով՝ -0.70, Co համար՝ -7.96-ից 2.1՝ միջինում կազմելով 0.68, As-ի համար՝ -4.88-ից 8.24՝ միջինում 0.56, որոնց միջինները համապատասխանում են ոչ աղտոտվածից չափավոր աղտոտված մակարդակին: Cr-ի I_{geo} արժեքները տատանվում են -2.21-ից 0.49, միջինում՝ -1.09 (ոչ աղտոտված մակարդակ) Pb-ի համար՝ -3.91-ից 0.75, միջինում՝ 1.96, Cu՝ 0.005-ից 3.66, միջինում՝ 1.83, Zn՝ 0.13-ից 2.12, միջինում՝ 1.15, որոնց միջինները բնութագրվում են չափավոր աղտոտված մակարդակով: Ag-ի I_{geo} արժեքները տատանվում են 2.06-ից 6.35, միջինում՝ 3.59, Hg-ի համար՝ 0.23-ից 6.54, միջինում՝ 3.46, Mo՝ -0.77-ից 13.18, միջինում՝ 3.65, որոնց միջինները համապատասխանում են խիստ աղտոտված մակարդակին, իսկ Cd-ի համար տատանումը կազմել է -2.4-ից 10.7, միջինում՝ 4.82՝ խստից չափազանց աղտոտված մակարդակով:

Ոչ աղտոտված մակարդակ գրանցվել է Ni, Co, As, Cr, Mo և Cd-ի համար նմուշների 96, 16, 24, 96, 4 և 4 %-ում, համապատասխանաբար: Ոչ աղտոտվածից չափավոր աղտոտված ($0 < I_{geo} \leq 1$) մակարդակ գրանցվել է Ni, As, Hg, Cr, Pb, Mo, Zn-ի և Cu-ի համար նմուշների 4, 28, 24, 4, 12, 4, 44 և 32%-ում, համապատասխանաբար: Չափավոր աղտոտված մակարդակ ($1 < I_{geo} \leq 2$) գրանցվել է Co, As, Pb, Mo, Zn-ի և Cu-ի պարունակությունների համար 76, 28, 36, 8, 48 և 16%-ում, համապատասխանաբար:

Չափավորից ուժեղ աղտոտված մակարդակ ($2 < I_{geo} \leq 3$) դիտվել է Co, As, Ag, Hg, Pb, Mo, Zn-ի և Cu-ի պարունակությունների համար նմուշների 8, 8, 32, 12, 44, 20, 8 և 32%-ում համապատասխանաբար, իսկ խիստ աղտոտված մակարդակ ($3 < I_{geo} \leq 4$) As, Ag, Hg, Pb, Mo, Cd-ի և Cu-ի պարունակությունների համար 4, 36, 12, 8, 36, 16 և 20%-ում համապատասխանաբար: As, Ag, Hg, Mo-ի և Cd-ի պարունակությունները պատկանում են աղտոտման խստից ծայրահեղ ($4 < I_{geo} \leq 5$) մակարդակին նմուշների 4, 16, 28, 12 և 40%-ում, իսկ ծայրահեղ աղտոտված մակարդակ (I_{geo}>5) 4, 16, 24, 16 և 40%-ում համապատասխանաբար: Միայն Ni, Co, Cr-ի և Zn-ի պարունակությունները չեն ընկնում խստից ծայրահեղ աղտոտման մակարդակում *(աղ. 4)*:

Աղտոտման գումարային գործակցի (ԱԳԳ, Z_c) արժեքները տատանվում են 22-ից 14172-ի սահմաններում՝ կազմելով միջինում 805.5, որը համապատասխանում է աղտոտման գերբարձր չափազանց վտանգավոր մակարդակին *(նկ. 6)*: Համաձայն աղտոտման գումարային գործակցի՝ նմուշների 20%-ը դրսևորել են աղտոտման շատ բարձր, չափազանց վտանգավոր, 36%-ը՝ բարձր, վտանգավոր, 32%-ը՝ միջին, չափավոր վտանգավոր, 12%-ը՝ ցածր աղտոտման մակարդակներ:

Աղյուսակ 4

Տերևների փոշում ծանր մետաղների I_{geo} արժեքները և նմուշների քանակը՝ ըստ աղտոտման մակարդակների

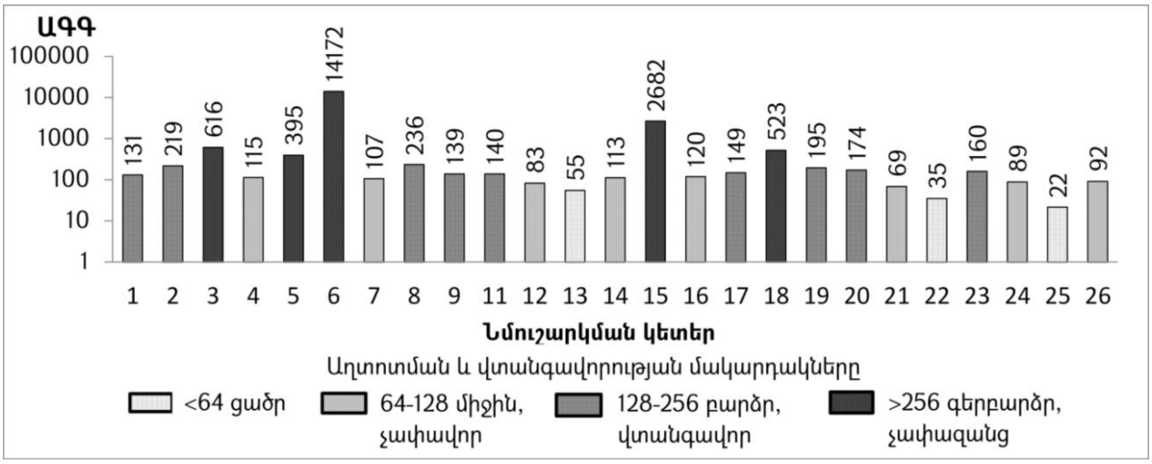
I_{geo}	Տարրեր										
	Ni	Co	As	Ag	Hg	Cr	Pb	Mo	Cd	Zn	Cu
Առավել	0.07	2.10	8.24	6.35	6.54	0.49	3.91	13.2	10.7	2.12	3.66
Նվազ	-1.6	-7.96	-4.89	2.06	0.23	-2.21	0.75	-0.77	-2.41	0.13	0.005
Միջին	-0.7	0.68	0.56	3.59	3.46	-1.09	1.96	3.65	4.82	1.15	1.83
Ստանդ.շեղ	0.38	2.46	2.91	1.18	2.09	0.55	0.77	2.44	2.15	0.59	1.22
Նմուշների քանակը (%)՝ ըստ աղտոտման մակարդակների											
$I_{geo} \le 0$	96	16	24	0	0	96	0	4	4	0	0
$0 < I_{geo} \le 1$	4	0	28	0	24	4	12	4	0	44	32
$1 < I_{geo} \le 2$	0	76	28	0	0	0	36	8	0	48	16
$2 < I_{geo} \le 3$	0	8	8	32	12	0	44	20	0	8	32
$3 < I_{geo} \le 4$	0	0	4	36	12	0	8	36	16	0	20
$4 < I_{geo} \le 5$	0	0	4	16	28	0	0	12	40	0	0
$5 > I_{geo}$	0	0	4	16	24	0	0	16	40	0	0

Աղտոտման շատ բարձր և բարձր մակարդակները գրանցվել են քաղաքի հարավային արդյունաբերական, կենտրոնական (խիտ բնակեցված և տրանսպորտային բարձր ծանրաբեռնվածության) և արևմտյան շրջաններում *(նկ.33)*:

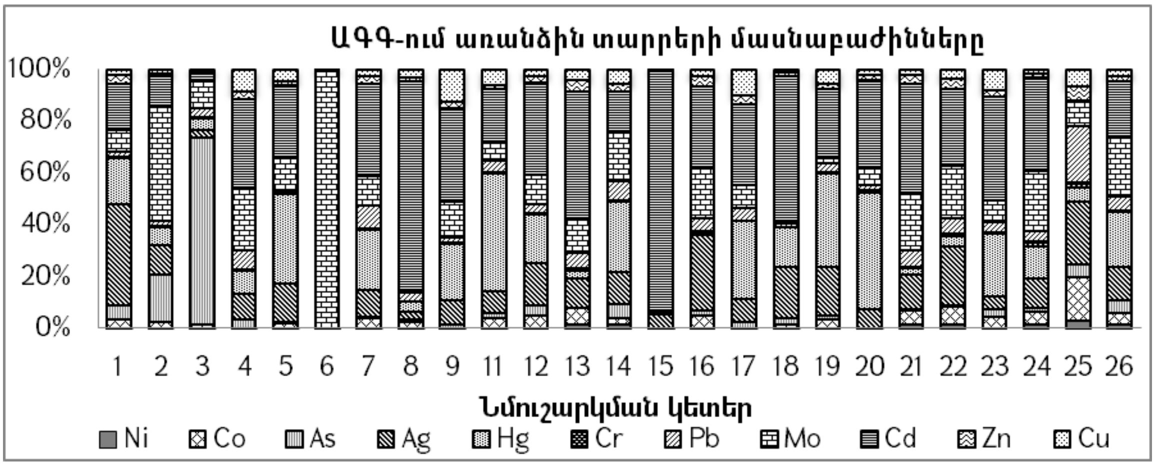
ԱԳԳ արժեքի մեջ համեմատաբար բարձր տոկոսային հարաբերությամբ առանձնանում են Mo, Cd, Hg-ը և Ag-ը *(նկ. 7)*: Cd-ի մեծ մասնաբաժինները՝ մոտ 93% և 83%, դիտվել են քաղաքի հյուսիսում տեղակայված N8 և N15 նմուշառման կետերում, համապատասխանաբար: Mo-ի մեծ մասնաբաժնով (մոտ 98%) առանձնանում է քաղաքի հարավը՝ արդյունաբերական գոտում տեղակայված նմուշարկման 6-րդ կետում:

Աղ. 5-ում բերված է տարրերի պարունակությունների՝ ՀՀ կողմից սահմանված

ՍԹԿ արժեքների հետ հարաբերությունները: Նվազագույն պարունակությունների դեպքում ՍԹԿ գերազանցում դիտարկված ոչ մի տարրի պարունակությունների համար չի գրանցվել: Միջին պարունակությունների դեպքում գերազանցում գրանցվել է Cd, Mo, Cu, As, Zn տարրերի դեպքում՝ գերազանցելով ՍԹԿ-ն 24.33, 7.69, 2.23, 1.57, 1.28, անգամ համապատասխանաբար: Առավելագույն պարունակությունների դեպքում ՍԹԿ գերազանցումներ դիտվել են Cd, Mo, As, Cu, Zn, Pb, Cr, Hg տարրերի մոտ 391.7, 185.3, 31.3, 5.7, 2.3, 1.7, 1.6, 1.1 անգամ համապատասխանաբար: Կազմված սանիտարահիգիենիկ շարքերից երևում է, որ որպես առաջնային աղտոտիչներ հանդես են գալիս Cd և Mo-ը բավականին մեծ ՍԹԿ գերազանցումներով *(աղ. 5)*:



Նկար 6. Տերևների փոշում ծանր մետաղների ԱԳԳ արժեքները



Նկար 7. Տերևների փոշում առանձին տարրերի մասնաբաժինները (%) ԱԳԳ-ում

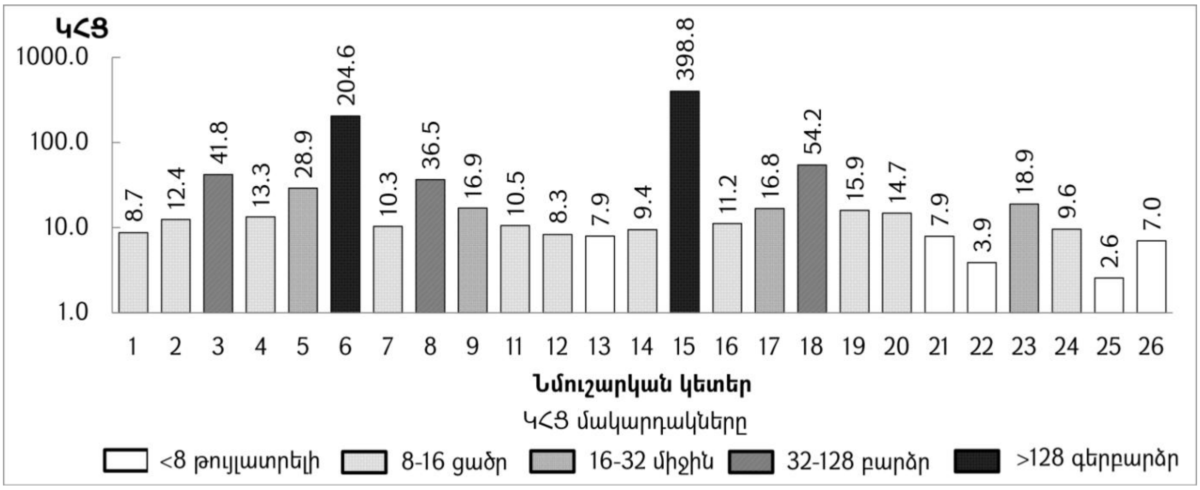
Կոնցենտրացայի հանրագումարային ցուցանիշը (ԿՀՑ) տատանվում է 2.6-398.8 սահմաններում, միջինում կազմելով 40.1, որը համապատասխանում է աղտոտման բարձր մակարդակին: Ըստ ԿՀՑ-ի նմուշների 20%-ը գտնվում է աղտոտման թույլատրելի մակարդակում, 44% ցածր, 16% միջին, 12% բարձր և 8% գերբարձր մակարդակներում *(նկ. 8)*: Համաձայն ԿՀՑ-ի արժեքների քաղաքի մեծ մասը գոտիավորում են աղտոտման բարձր և գերբարձր մակարդակները: Գերբարձր մակարդակները զբաղեցնում են քաղաքի հարավային և հյուսիսարևմտյան շրջանները *(նկ. 34)*:

Աղյուսակ 5

Տերևների փոշում ծանր մետաղների պարունակությունները, ՍԹԿ նկատմամբ գերազանցումները և սանիտարահիգիենիկ շարքերը

Քիմիական տարր	**ՍԹԿ**	**Տարրերի պարունակությունները (մգ/կգ)**			**ՍԹԿ նկատմամբ գերազանցումները**		
		միջին	**նվազ.**	**առավել.**	**միջին**	**նվազ.**	**առավել.**
Ni	80	29.09	15.48	47.77	0.36	0.19	0.60
As	10	15.71	0.04	312.94	*1.57*	0.004	*31.29*
Hg	2.1	0.57	0.03	2.37	0.27	0.01	*1.13*
Cr	90	54.23	23.11	149.81	0.60	0.26	*1.66*
Pb	65	32.43	12.10	108.47	0.50	0.19	*1.67*
Mo	132	1014.68	1.54	24456.00	*7.69*	0.01	*185.27*
Cd	2	48.66	0.09	783.43	*24.33*	0.04	*391.72*
Zn	220	281.93	129.01	511.45	*1.28*	0.59	*2.32*
Cu	132	294.65	60.24	757.70	*2.23*	0.46	*5.74*
Պարունակ.	**Սանիտարահիգիենիկ շարքեր**					**Գումարային ինտենսիվություն**	
Բարձր	$Cd_{(391.7)}$-$Mo_{(185.3)}$-$As_{(31.3)}$-$Cu_{(5.7)}$-$Zn_{(2.3)}$-$Pb_{(1.7)}$-$Cr_{(1.6)}$-$Hg_{(1.1)}$					620.8	
Միջին	$Cd_{(24.3)}$-$Mo_{(7.7)}$-$Cu_{(2.2)}$-$As_{(1.6)}$-$Zn_{(1.3)}$					37.1	

Ծանուցում. շեղատառերով, ընդգծված են և փակագծերում նշված են ՍԹԿ գերազանցումները



Նկար 8. Տերևների փոշում ծանր մետաղների ԿՀՑ արժեքներ ըստ մակարդակների

Հայաստանի 3 տարբեր քաղաքներում՝ արդյունաբերական և տրանսպորտային ծանրաբեռնվածությամբ Երևան, հանքարդյունաբերական Քաջարան, և երկրաշարժից հետո վերականգնման փուլում գտնվող Գյումրի, իրականացված փոշու հետազոտության և նրանում ծանր մետաղների երկրաքիմիական և սանիտարահիգիենիկ գնահատման հետազոտությունները [8, 40, 114, 152, 153] հնարավորություն են տալիս ինչ որ չափով համեմատական անցկացնել քաղաքների փոշով աղտոտվածության միջև: Երևանը աչքի է ընկնում միջինում փոշու ծանրաբեռնվածության բարձր մակարդակով (471 կգ/կմ^2 օրական), Քաջարանը՝ միջին (418 կգ/կմ^2 օրական) և Գյումրին՝ ցածր մակարդակներով (198 կգ/կմ^2 օրական): Քաղաքները առանձնանում են նաև տարբեր առաջնային աղտոտիչներով՝ երկրաքիմիական տեսանկյունից: Երևանում և Քաջարանում որպես առաջնային աղտոտիչ առանձնանում է Mo-ը, ինչը կապված է Երևանում Mo-ի վերամշակման ձեռնարկության գործունեությամբ, իսկ Քաջարանում՝ մոլիբդենի հանքավայրի շահագործմամբ: Հարկ է նշել, որ Երևանում նման բարձր ֆոնային արժեքից գերազանցումը պայմանավորված է այստեղ բնական ապարներում Mo-ի «օտար» տարր լինելով [40], իսկ Քաջարանում Mo-ի առկայությունը ապարներում բնական է [8], ինչն էլ պայմանավորում է գերազանցման ցածր արժեքը: Գյումրի ք.-ի փոշում որպես առաջնային աղտոտիչ հանդես է գալիս արդեն Cr-ը [152, 153]: Ծանր մետաղներով գումարային աղտոտման տեսանկյունից կրկին առանձնանում է Երևանը, միջինում այստեղ գումարային աղտոտման մակարդակը գտնվում է բարձր մակարդակում, Քաջարանում՝ միջին [8] և Գյումրիում՝ ցածր մակարդակում [152, 153]: Ընդհանուր առմամբ և' փոշով, և' ծանր մետաղներով աղտոտվածության համեմատաբար բարձր արժեքներով առանձնանում է Երևանը:

Հետազոտված քաղաքներում փոշով աղտոտման նման առանձնահատկությունները պայմանավորված են ինչպես լանդշաֆտային, կլիմայական, այնպես էլ բնական և անթրոպոգեն աղբյուրների տեսակով, բնույթով և բազմազանությամբ: Հարկ է նշել, որ հաշվի առնելով օդային ավազանի դինամիկությունը, ինչպես նաև առանձին քաղաքներում հետազոտությունների առանձնահատկությունները, տարբեր տարիներին իրականացված այս հետազոտությունների արդյունքների նման համեմատությունը տալիս է միայն մակերեսային պատկերացում:

Տերևների փոշու սանիտարահիգիենիկ և երկրաքիմիական գնահատման արդյունքում պարզ դարձավ, որ

- դիտարկված բոլոր տարրերը՝ Ni, Co, Ag, Cr, Pb, Mo, Cd, Zn, Cu, հայտնաբերվել են բոլոր նմուշներում, որոնց պարունակությունները, բացառությամբ Ni, Cr-ի, գերազանցել են ֆոնը: Ag, Pb, Zn, Cu, Hg-ի ֆոնից գերազանցում գրանցվել է նմուշների 100%-ում, Mo, Cd՝ 96%, Co-ի՝ 84%-ում, As՝ 80%, Ni՝ 48%, Cr՝ 12%:
- Միջին երկրաքիմիական շարքը ներկայացված է հետևյալ տեսքով՝ $Mo_{(579.8)}$–$Cd_{(155.9)}$>$Hg_{(33.5)}$–$Ag_{(26.8)}$–$As_{(22.8)}$>$Cu_{(7.4)}$–$Pb_{(6.7)}$–$Co_{(4.0)}$-$Zn_{(3.6)}$, իսկ սանիտարահիգիենիկ շարքը հետևյալ տեսքով՝ $Cd_{(24.33)}$-$Mo_{(7.69)}$-$Cu_{(2.23)}$-$As_{(1.57)}$-$Zn_{(1.28)}$: I_{geo} միջին արժեքը նվազում է հետևյալ հաջորդականությամբ Cd>Mo>Ag>Hg>Pb>Cu>Zn>Co>As>Ni>Cr:
- ԱԳԳ արժեքները տատանվում են 22-14172 սահմաններում, միջինում՝ 805.5, որը համապատասխանում է գերբարձր, չափազանց վտանգավոր մակարդակին: Նմուշների 36%-ը դրսևորում է աղտոտման շատ բարձր, չափազանց վտանգավոր, 32%-ը՝ բարձր, վտանգավոր, 12%-ը՝ միջին, չափավոր վտանգավոր, 20%-ը՝ ցածր մակարդակ:
- ԿՀՑ ցուցանիշը տատանվում է 2.6-398.8 սահմաններում, միջինում՝ 40.1, որը համապատասխանում է բարձր մակարդակին: Ըստ ԿՀՑ-ի նմուշների 20%-ը գտնվում է աղտոտման թույլատրելի մակարդակում, 44%՝ ցածր, 16%՝ միջին, 12%՝ բարձր և 8%՝ գերբարձր մակարդակներում:
- Համաձայն տվյալների վիճակագրական վերլուծության As, Mo և Cd-ի բարձր պարունակությունները ունեն անթրոպոգեն ծագում, Ni-ը ունի բնական ծագում, իսկ Co և Zn-ը, ինչպես բնական, այնպես էլ անթրոպոգեն ծագում:

3.1.3. Ծառերի տերևների փոշու ծանր մետաղներից մարդու առողջությանն ուղղված ռիսկի գնահատում

Իրականացվել է Երևան քաղաքի բնակչության ոչ քաղցկեղածին և քաղցկեղածին առողջական ռիսկի գնահատում միջազգային ընդունված մեթոդների համապատասխան՝ ծառերի տերևների փոշին կիրառելով որպես ծանր մետաղների կրող: Ոչ քաղցկեղածին առողջական ռիսկերը գնահատվել են բնակչության տարբեր խմբերի համար, մասնավորապես մեծահասակների և երեխաների համար: Որպես ծանր մետաղների ազդեցության հիմնական ուղիներ դիտարկվել են կլանումը, շնչառությունը ու մաշկը [114, 140, 170, 171]:

3.1.3.1. Ոչ քաղցկեղածին առողջության ռիսկի գնահատում երեխաների համար

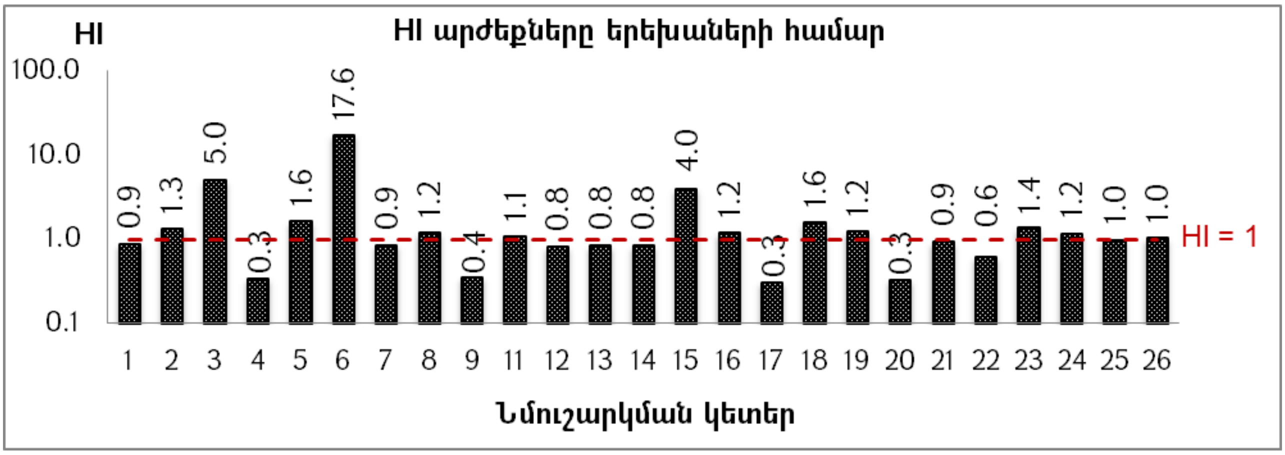
Համածայն փոշու ծանր մետաղներից ոչ քաղցկեղածին ռիսկի գնահատման արդ-յունքների *(հավելված, աղ. 6)* երեխաների համար առանձին տարրերից բոլոր ուղինե-րով (կլանում, շնչառություն, մաշկ) ազդեցության դեպքում (∑HQ) ոչ քաղցկեղածին առողջության ռիսկ Hg, Pb, Zn, Cu, Ni, Ag, Cr տարրերի դեպքում առկա չէ: Ոչ քաղցկեղածին ռիսկ (∑HQ) առկա է միայն Mo, Cd, Co, As-ի դեպքում *(նկ. 35)*: ∑HQ >1 արժեք Mo-ի դեպքում կազմել է 16.1 (N6 հենակետ), Cd՝ 2.89 (N15 հենակետ), Co՝ 1.1 (N5 հենակետ) և 1.07 (N6 հենակետ), As՝ 3.72 (N3 հենակետ): ∑HQ միջին արժեքը մետաղների համար նվազում է հետևյալ հաջորդականությամբ Mo>As>Cd>Co>Cr>Hg >Pb>Cu>Ag>Ni>Zn *(հավելված, աղ. 6)*:

Ընդհանուր ռիսկի արժեքը (HI) տատանվում է 0.3-ից 17.57-ի սահմաններում *(նկ. 9)*: Ռիսկ գրանցվել է երեխաների համար նմուշների 48%-ում: Ընդհանուր ռիսկի մեջ առանձին ուղիների մասնաբաժինները գրեթե բոլոր նմուշներում հիմնականում նվազում են կլանում>շնչառություն>մաշկային հաջորդականությամբ: Բավականին մեծ մասնաբաժնով առանձնանում է կլանման ուղին *(նկ. 10)*:

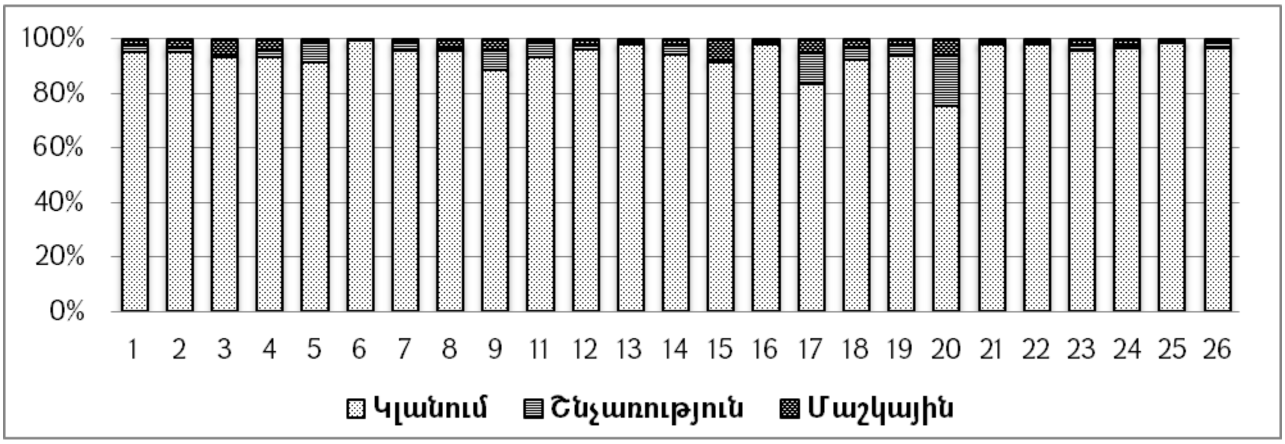
3.1.3.2. Ոչ քաղցկեղածին առողջության ռիսկի գնահատում մեծահասակների համար

Փոշու ծանր մետաղներից ոչ քաղցկեղածին ռիսկի գնահատման արդյունքները ցույց տվեցին, որ մեծահասակների մոտ *(հավելված, աղ. 6)* առանձին տարրերից բոլոր ուղիներով ազդեցության դեպքում (∑HQ) առողջության հավանական ռիսկ Hg, Pb, Cd, Zn, Cu, Ni, Ag, Co, Cr, As, Co-ի դեպքում առկա չէ: Ոչ քաղցկեղածին ռիսկ (∑HQ) առկա է միայն Mo տարրերի դեպքում *(նկ. 35)*: ∑HQ >1 արժեք Mo դեպքում կազմել է 1.73 և դիտվել է նմուշարկման 6-րդ կետում: ∑HQ միջին արժեքը մետաղների համար նվազում է հետևյալ հաջորդականությամբ Mo>As>Cd>Co>Hg>Cr>Pb>Cu>Ag> Ni>Zn:

Ընդհանուր ռիսկի արժեքը տատանվում է 0.03-ից 1.91 սահմաններում *(նկ. 11)*: Ռիսկ գրանցվել է մեծահասակների մոտ նմուշների 4%-ում: Ընդհանուր ռիսկի մեջ առանձին ուղիների մասնաբաժինները գրեթե բոլոր նմուշներում հիմնականում նվա-զում է հետևյալ հաջորդականությամբ կլանում>շնչառություն>մաշկային *(նկ. 12)*:



Նկար 9. Տերևների փոշու ծանր մետաղներից ընդհանուր ռիսկի (HI) արժեքները երեխաների համար

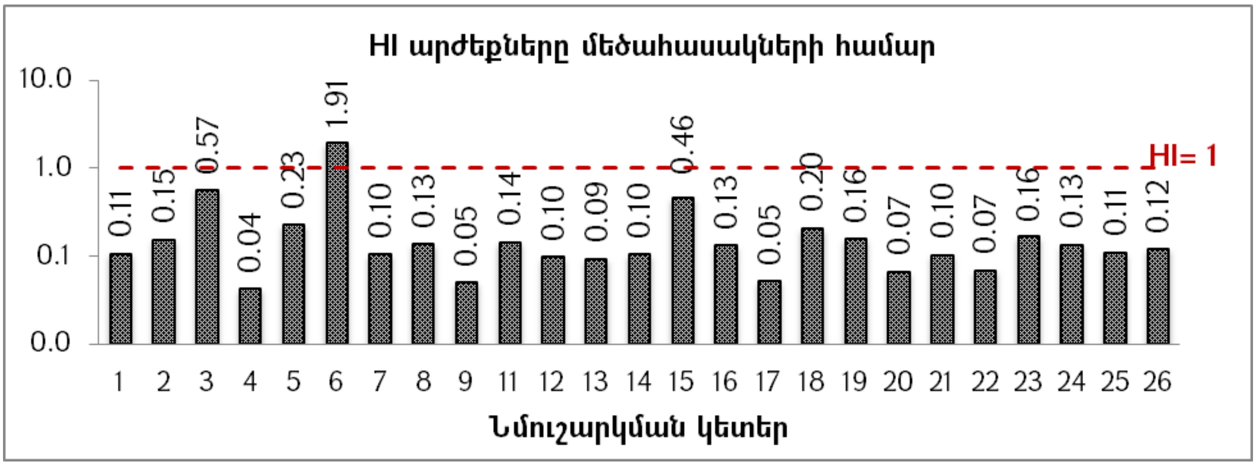


Նկար 10. Տերևների փոշու ծանր մետաղներից ընդհանուր ռիսկի (HI) մեջ առանձին ուղիների մասնաբաժինները երեխաների համար

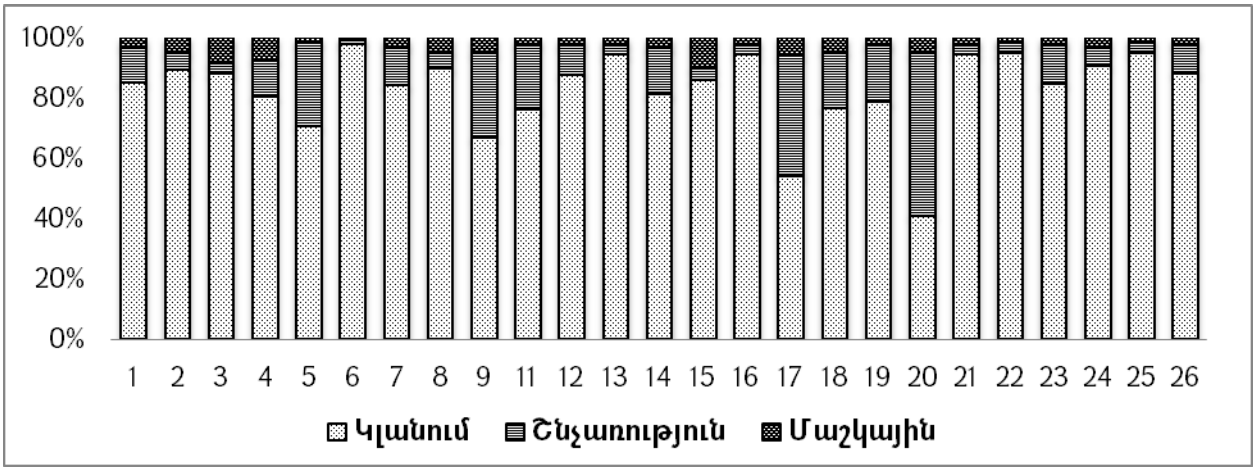
3.1.3.3. Քաղցկեղածին ռիսկի գնահատում

Քաղցկեղածին ռիսկի գնահատման արդյունքների *(աղ. 6, նկ. 13)* համաձայն քաղցկեղածին ռիսկ առկա է Cr և As-ի դեպքում միայն կլանման ուղուց: Cr-ի դեպքում ռիսկ գրանցվել է գրեթե բոլոր նմուշներում (96%)՝ սակայն ցուցաբերելով շատ ցածր մակարդակ: As-ի դեպքում ռիսկ առկա է նմուշների 56%-ում: Առավելագույն պարունակության դեպքում ռիսկը գտնվում է բարձր, իսկ միջինի դեպքում ցածր մակարդակում: Բազմատարր քաղցկեղածին ռիսկը (>10^{-4}) կլանման ուղու դեպքում առկա է միայն առավելագույն RI_{ing} արժեքի դեպքում, իսկ շնչառական ուղուց չի գրանցվել:

Ծառերի տերևների փոշու ծանր մետաղներից առողջական ռիսկի գնահատման արդյունքները թույլ տվեցին անելու հետևյալ եզրակացությունները.



Նկար 11. Տերևների փոշու ծանր մետաղներից ընդհանուր ռիսկի (HI) արժեքները մեծահասակների համար



Նկար 12. Տերևների փոշու ծանր մետաղներից ընդհանուր ռիսկի մեջ առանձին ուղիների մասնաբաժինները (%) մեծահասակների համար

- ոչ քաղցկեղածին ռիսկ (∑HQ) երեխաների դեպքում առկա է միայն Mo, Cd, Co, As տարրերի դեպքում: Ընդհանուր ռիսկի արժեքը երեխաների դեպքում տատանվում է 0.3-ից 17.57 սահմաններում, գրանցվել է նմուշների 48%-ում:
- Ոչ քաղցկեղածին ռիսկ (∑HQ) մեծահասակների համար առկա է միայն Mo տարրերի դեպքում: Ընդհանուր ռիսկի արժեքը մեծահասակների համար տատանվում է 0.03-ից 1.91 սահմաններում, գրանցվել է նմուշների 4%-ում:
- Եվ՛ երեխաների, և՛ մեծահասակների համար հիմնական ռիսկային ուղին կլանումն է, որին հաջորդում է շնչառությունը և մաշկը:
- Քաղցկեղածին ռիսկ առկա է Cr, As տարրերից կլանման ուղուց: Cr-ի դեպքում ռիսկ

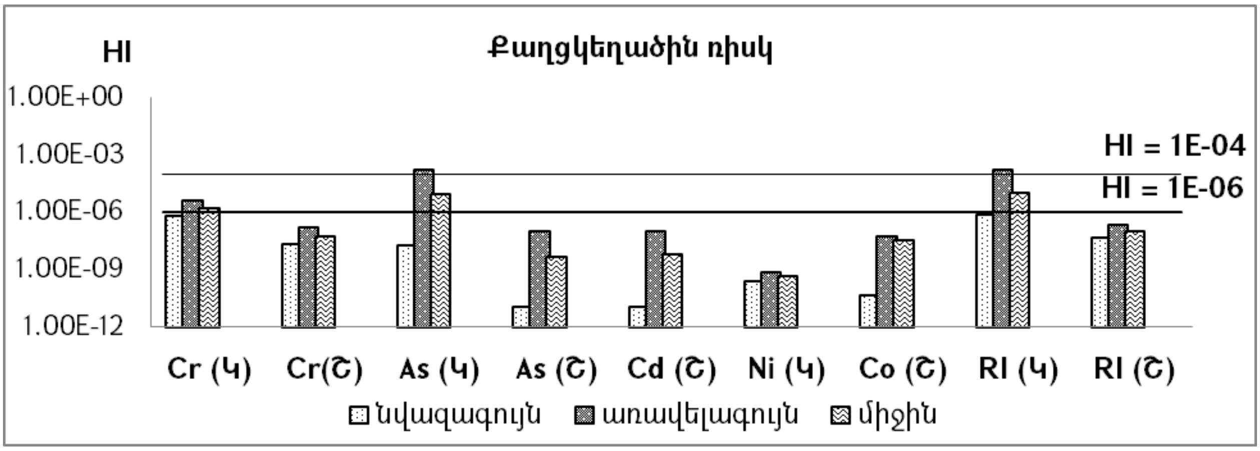
գրանցվել է գրեթե բոլոր նմուշներում՝ գտնվելով շատ ցածր մակարդակում: As-ի դեպքում ռիսկ առկա է նմուշների 56%-ում՝ ցածրից բարձր մակարդակներով:

Աղյուսակ 6

Կլանման և շնչառական ուղուց քաղցկեղածին ռիսկի նվազագույն, միջին և առավելագույն արժեքները

Տարր	**Արժեք**	**Կլանման ռիսկ**	**Շնչառության ռիսկ**	**Անկյունային գործակից (մգ/կգ/օր)$^{-1}$**	**Շնչառության միավոր ռիսկ (մգ/մ^{3})$^{-1}$**
Cr	նվազ.	7.37E-07	2.51E-08	5.00E-01	8.40E-02
	առավել.	4.77E-06	1.63E-07		
	միջին	1.73E-06	5.90E-08		
As	նվազ.	2.01E-08	1.17E-11	1.50E+00	4.30E-03
	առավել.	1.80E-04	1.05E-07		
	միջին	9.01E-06	5.25E-09		
Cd	նվազ.	-	1.23E-11	-	1.80E-03
	առավել.	-	1.10E-07		
	միջին	-	6.81E-09		
Ni	նվազ.	-	2.50E-10	-	2.60E-04
	առավել.	-	7.72E-10		
	միջին	-	4.70E-10		
Co	նվազ.	-	5.26E-11	-	9.00E-03
	առավել.	-	5.64E-08		
	միջին	-	3.48E-08		
$RI_{կ}$	նվազ.	4.44E-06	-	-	-
	առավել.	1.89E-04	-	-	-
	միջին	1.94E-05	-	-	-
$RI_{շ}$	նվազ.	-	1.79E-07	-	-
	առավել.	-	1.02E-06	-	-
	միջին	-	4.01E-07	-	-

Ամփոփելով, ամռանը Երևանի օդային ավազանի փոշով և ծանր մետաղներով աղտոտման մակարդակի և բնակչության առողջական ռիսկի գնահատման արդյունքները, կարելի է փաստել, որ ընդհանուր առմամբ քաղաքի տարածքը բնութագրվում է փոշու ծանրաբեռնվածության միջին և բարձր, Աղտոտման գումարային գործակցի՝ գերբարձր և բարձր, իսկ Կոնցենտրացիայի հանրագումարային ցուցանիշի՝ ցածր մակարդակներով: Փոշում որպես առաջնային աղտոտիչներ առանձնանում են Mo, Cd, Hg, Ag, As-ը՝ միջինում դրսևորելով հարյուրապատիկ և տասնապատիկ անգամ ֆոնային գերազանցումներ: Դիտվել են նաև գերազանցումներ ՍԹԿ նկատմամբ:



Նկար 13. Տերևների փոշու քաղցկեղածին ռիսկը՝ շնչառության (Շ) և կլանման (Կ) ուղիներից

Փոշում ծանր մետաղների նման պարունակությունները և՛ քաղցկեղածին, և՛ ոչ քաղցկեղածին ռիսկ են ներկայացնում տեղի բնակչության՝ առավելապես երեխաների, առողջության համար:

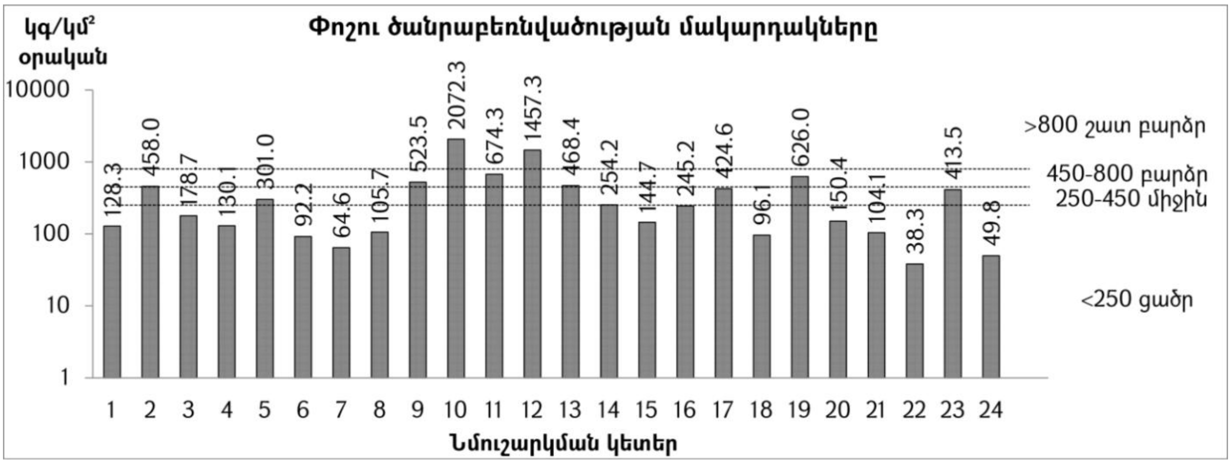
3.2. Երևան քաղաքի օդային ավազանի փոշով և ծանր մետաղներով աղտոտման մակարդակի և բնակչության առողջական ռիսկի գնահատում՝ ձնածածկի կիրառմամբ

Ձմռանը, որպես հստակ մակերես ունեցող հետազոտման օբյեկտ, ընտրվել է ձնածածկը, որը շնորհիվ իր սորբցիոն բարձր հատկությունների, իր վրա է աբսորբցում մթնոլորտային օդի փոշին և փոշում եղած ծանր մետաղները: Ձնածածկի փոշու հետազոտությունները թույլ են տալիս ստանալու փոշու ծանրաբեռնվածությունը, փոշում ծանր մետաղների ծանրաբեռնվածությունը, պարունակությունները, աղտոտման մակարդակները, ինչպես նաև հնարավորություն է տալիս գնահատելու ծանր մետաղներից հավանական առողջական ռիսկերը [151]:

3.2.1 Ձնածածկի փոշու և փոշում ծանր մետաղների ծանրաբեռնվածության գնահատում

Երևան քաղաքի օդային ավազանում ձմռանը փոշու ծանրաբեռնվածությունը տատանվել է 38.3-2072.3, միջինում՝ 383.4 կգ/կմ^2 օրական, որը համապատասխանում է աղտոտման միջին, չափավոր վտանգավոր մակարդակին *(նկ. 14)* [151]:

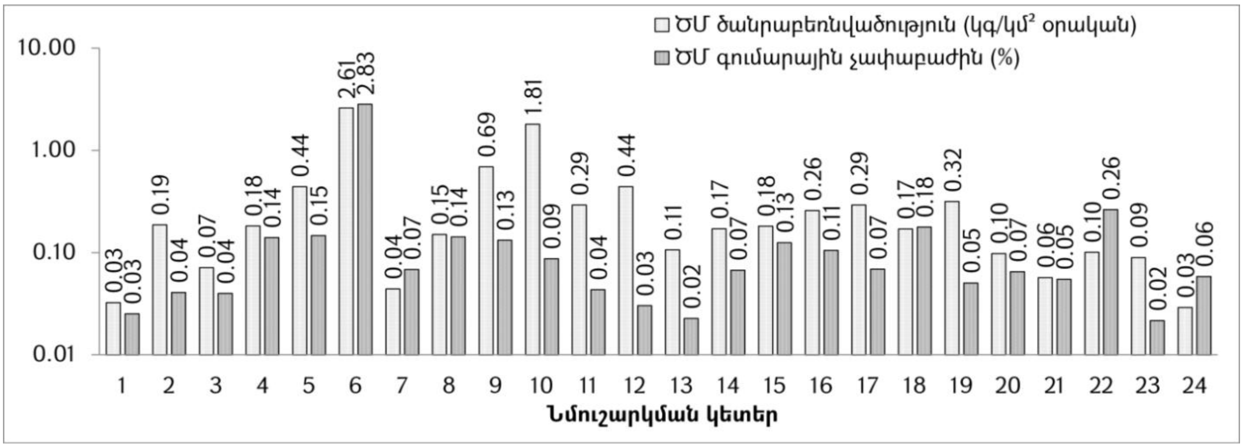
Նմուշների 54.2%-ում (13 նմուշ) գրանցվել է փոշու ծանրաբեռնվածության ցածր մակարդակ (<250 կգ/կմ^2 օրական), նմուշների 16.7%-ում (4 նմուշ)՝ միջին, չափավոր վտանգավոր մակարդակ (250-450 կգ/կմ^2 օրական), իսկ 20.8%-ում (5 նմուշ)՝ բարձր մակարդակ (450-800 կգ/կմ^2 օրական): Փոշու ծանրաբեռնվածության չափազանց բարձր (>800 կգ/կմ^2 օրական), խիստ վտանգավոր մակարդակ գրանցվել է նմուշների 8.3 %-ում (2 նմուշ): Բարձր մակարդակները դիտվել են նմուշառման 10-րդ (Նոր նորք, Թևոսյան փ.) և 12-րդ (Զեյթուն-Քանաքեռ, Պարույր Սևակի փ.) հենակետերում՝ կազմելով համապատասխանաբար 2072.3 և 1457.3 կգ/կմ^2 օրական *(նկ. 14)*: Փոշու ծանրաբեռնվածության ցածր մակարդակ դիտվել է նմուշառման 22-րդ հենակետում (Ավան համայնք):



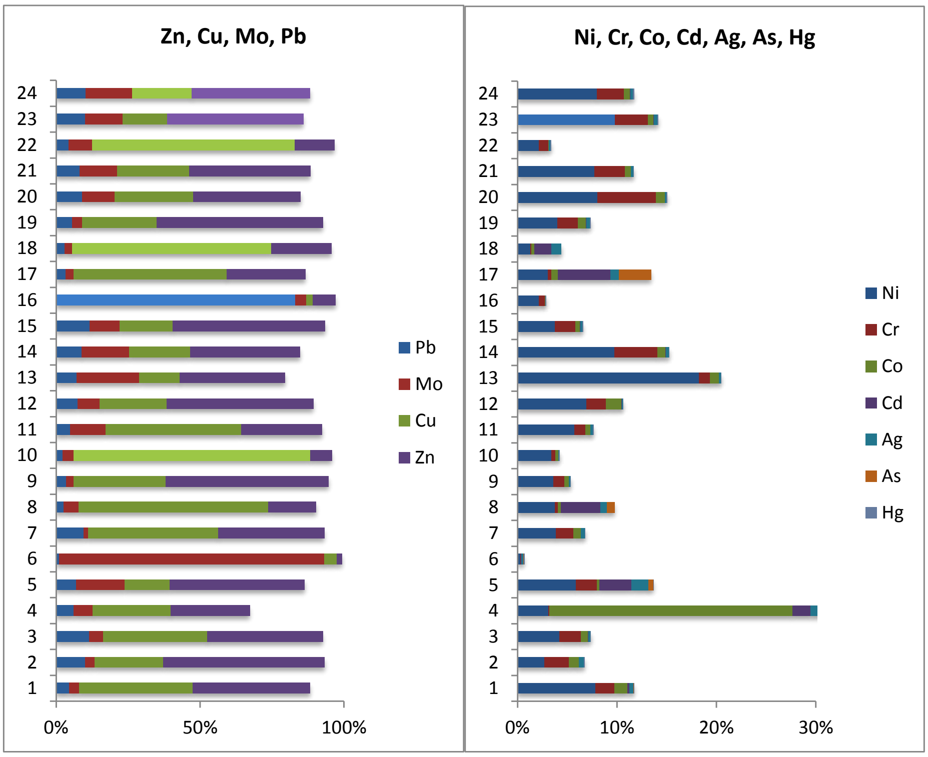
Նկար 14. Ձնածածկի փոշու ծանրաբեռնվածության մակարդակները (կգ/կմ^2 օրական)

Փոշու ծանրաբեռնվածության տարածական բաշխման պատկերը ձմռանը բերված է *նկ. 29*-ում: Փոշու ծանրաբեռնվածության բարձր մակարդակ է դիտվել քաղաքի կենտրոնական հատվածում, չափազանց բարձր մակարդակ՝ քաղաքի հյուսիսում և հյուսիս-արևելքում: Քաղաքի հարավը զբաղեցված է հիմնականում փոշու ծանրաբեռնվածության ցածր մակարդակի դաշտով:

Ձյան փոշում ծանր մետաղների չափաբաժինը *(նկ. 15)* տատանվում է 0.02-2.83%, իսկ ծանրաբեռնվածությունը՝ 0.03-2.61 կգ/կմ^2 օրական սահմաններում: Ծանր մետաղների առավելագույն չափաբաժինը (2.83%) և ծանր մետաղների ծանրաբեռնվածության առավելագույն արժեքը (2.61 կգ/կմ^2 օրական) գրանցվել է նմուշառման 6-րդ հենակետում՝ «Մաքուր երկաթ», «Արմենիան մոլիբդեն պրոդաքշն» ձեռնարկություններին կից տարածքներում *(նկ.30)*: Ձյան փոշում ուսումնասիրված տարրերից առավել մեծ չափաբաժինները գրանցվել են Mo, Cu, Pb, և Zn-ի համար *(նկ 16)*:



Նկար 15. Ձնածածկի փոշում ծանր մետաղների չափաբաժինը և ծանրաբեռնվածությունը



Նկար 16. Ձյան փոշում առանձին տարրերի չափաբաժինները ծանր մետաղների գումարային ծանրաբեռնվածության մեջ

Նշված չորս մետաղների համար գումարային մասնաբաժինն ընդհանուր ԾՄԾ-ում տատանվում է 67-99%, միջինում՝ 90%: Մնացած մասը պատկանում է Ni, Cr, Co, Cd, Ag, As և Hg-ի գումարային ծանրաբեռնվածությանը:

Ձյան փոշու գումարային ԾՄԾ-ն մեջ առավելագույն մասնաբաժինը պատկանում է Zn-ին (35%), որին հաջորդում է Cu-ը (34%), Mo-ը (12%) և Pb-ը (10%): Մնացած տարրերի մասնաբաժինները չեն գերազանցում 5%-ը *(նկ. 16)*:

Ձնածածկի փոշու և դրանում ծանր մետաղների ծանրաբեռնվածության հետազոտության արդյունքները թույլ են տալիս անել հետևյալ ամփոփումները.

- ձնածածկի փոշու ծանրաբեռնվածությունը տատանվում է 38.3-2072.3 կգ/կմ^2, միջինում՝ 383.38 կգ/կմ^2 օրական: Վերջինս համապատասխանում է աղտոտման միջին, չափավոր վտանգավոր մակարդակին:
- Նմուշների մեծ մասում՝ 54.2%-ում, գրանցվել է փոշու ծանրաբեռնվածության ցածր, 16.7%-ում՝ միջին, 20.8%-ում՝ բարձր, իսկ 8.3 %-ում՝ բարձր մակարդակ:
- Փոշում ծանր մետաղների չափաբաժինը տատանվում է 0.02-2.83%, իսկ ծանրաբեռնվածությունը՝ 0.03-2.61 կգ/կմ^2 օրական սահմաններում: Առավել մեծ չափաբաժինները գրանցվել են Mo, Cu, Pb և Zn-ի համար:

3.2.2. Ձնածածկի փոշում ծանր մետաղների պարունակությունների էկոլոգաերկրաքիմիական և սանիտարահիգիենիկ գնահատում

Քաղաքային փոշին աչքի է ընկնում բազմատարրությամբ, ինչի համար էլ այստեղ ձյան փոշում ծանր մետաղների աղտոտման հետազոտության համար գնահատվել է ինչպես յուրաքանչյուր տարրի աղտոտման մակարդակը՝ Երկրակուտակման ցուցանիշի (Igeo) միջոցով, այնպես էլ բազմատարր աղտոտման մակարդակը՝ Աղտոտման գումարային գործակցի միջոցով (ԱԳԳ):

Դիտարկված տարրերից Ni, Co, Ag, Cr, Pb, Mo, Cd, Zn, Cu-ը հայտնաբերվել են ձյան փոշու բոլոր նմուշներում, Hg-ի պարունակությունները 3 նմուշում եղել են հայտնաբերման շեմից ցածր, ուստի տրվել է հայտնաբերման արժեքի ½-ը, As-ի պարունակություններ հայտնաբերվել են ընդամենը 9 նմուշում, ուստի գումարային հաշվարկների մեջ չի ներառվել, սակայն, պայմանավորված իր առաջին դասի տոքսիկությամբ, հաշվարկներն իրականացվել են միայն գրանցված նմուշների համար: Հաշվարկները և քննարկումը իրականացվել են 10 տարրի համար [151]:

Ասիմետրիայի և էքսցեսիայի արժեքները բոլոր տարրերի համար տարբերվում են 0-ից, ինչը հավաստում է, որ առկա է որոշակի շեղում նորմալ բաշխվածությունից:

Այնուամենայնիվ, համաձայն ±3 սիգմայի կանոնի [17] դիտարկված 24 ձյան նմուշներում հետազոտված տարրերից միայն Ni, Cr, Zn-ն են դրսևորում նորմալ բաշխվածություն: Այս տարրերն առանձնանում են նաև վարիացիայի (CV) 1-ից փոքր գործակիցներով *(աղ. 7)*: Ag, Hg, Pb, Cd, Cu-ը ունեն լոգնորմալ բաշխվածություն, իսկ Co և Mo-ը՝ աբնորմալ բաշխվածություն: Ավելին, Ag, Hg, Pb, Cd, Cu, Co և Mo-ի դեպքում CV-ն մեծ է մեկից, ինչը պայմանավորված է անթրոպոգեն ծագման բարձր պարունակությունների առկայությամբ *(աղ. 7)*:

Աղյուսակ 7

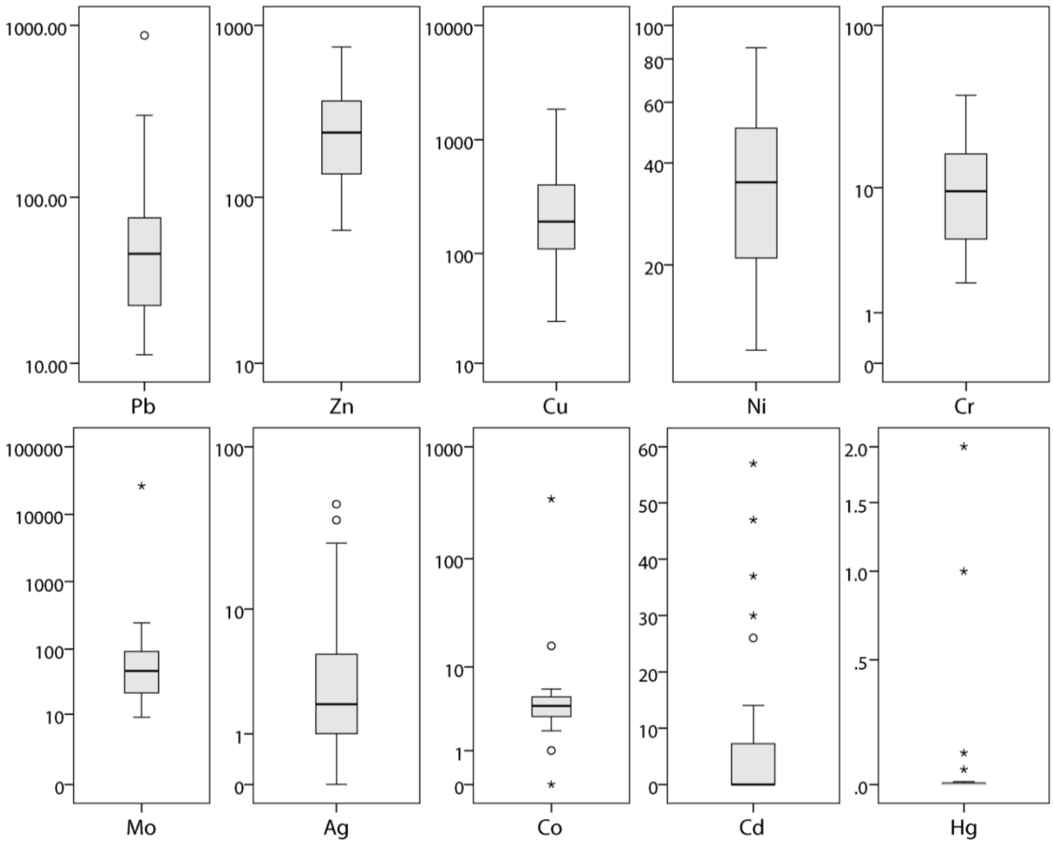
Երևան քաղաքի ձյան փոշու ծանր մետաղների նկարագրական վիճակագրական պարամետրերը և երկրաքիմիական ֆոնը

Արժեք	**Ni**	**Co**	**Ag**	**Hg**	**Cr**	**Pb**	**Mo**	**Cd**	**Zn**	**Cu**
Միջին*	11.06	0.268	0.289	0.01	1.778	11.35	8.857	0.02	64.16	24.47
Մեդիան*	35.64	4.1405	1.934	0.13	9.4	46.65	46.96	0.117	238.1	191.5
Ստանդ. շեղում	20.17	69.10	12.05	0.49	10.36	177.0	5316.96	17.03	193.1	471.6
Ասիմետրիա	0.79	4.88	2.33	2.85	1.10	4.10	4.90	1.82	1.26	1.92
Ասիմ. ստանդ. սխալ	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
Էքցեսիա	-0.06	23.90	4.78	8.68	0.29	18.00	23.99	2.18	0.94	3.23
Էքցես. ստանդ. սխալ	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Նվազ*	11.06	0.268	0.289	0.01	1.778	11.35	8.857	0.02	64.16	24.47
Առավել*	86.32	342.46	45.47	2.13	38.13	876.5	26111.5	56.93	749	1853.
CV%	52.41	376.89	173.54	165.	83.74	183.9	462.03	192.1	68.91	121.11
Ֆոն*	30.4	15.65	0.25	0.02	71.1	4.8	1.75	0.312	78.38	40.03

Ծանուցում. «*»-ով բերված արժեքները չափվում են մգ/կգ-ներով:

Mo և Co-ի պարունակությունները դրսևորել են աբնորմալ բաշխվածություն և մնացած տարրերից առանձնանում են CV-ի առավելագույն արժեքներով՝ համապատասխանաբար 462.03% և 376.89%: Այս տարրերի դեպքում դիտվել են անթրոպոգեն ծագման գերբարձր պարունակություններ *(աղ. 7)*:

Տարրերի պարունակությունների համեմատությունը ֆոնային արժեքների հետ ցույց տվեց, որ նվազագույն պարունակությունների դեպքում ֆոնից գերազանցում դիտվել է միայն Mo, Pb, Ag-ի համար՝ 5.06, 2.36, 1.16 անգամ գերազանցումներով համապատասխանաբար *(աղ. 8)*: Միջին և առավելագույն պարունակությունների դեպքում գերազանցում գրանցվել է բոլոր տարրերի մոտ, բացառությամբ Cr-ի (աղ. 8): Առավելագույն պարունակությունների դեպքում համեմատաբար բարձր գերազանցումներով առանձնանում են Mo, Pb, Ag, Cg, Hg-ը՝ գերազանցելով ֆոնը 14920.9, 182.5, 181.9, 125.1 անգամ համապատասխանաբար: Կազմված երկրաքիմիական շարքերից երևում է, որ որպես առաջնային աղտոտիչներ հանդես են գալիս Mo, Pb, Ag, Cd-ը *(աղ. 8)*:



Նկար 17. Ձյան փոշում դիտարկված տարրերի բոքսպլոտերը (log10)

Ընդհանուր առմամբ Mo, Pb, Ag-ի ֆոնից գերազանցում գրանցվել է բոլոր՝ 24 նմուշներում, Zn-ը ֆոնը գերազանցել է նմուշների 95.8%-ում (23 նմուշ), Hg-ը՝ 91.7%-ում (22 նմուշ), Cu-ը՝ 87.5%-ում (21 նմուշ), Ni-ը՝ 50%-ում (12 նմուշ), Cd՝ 29.2%-ում (7 նմուշ), As-ը՝ 20.8%-ում (5 նմուշ), Co-ում՝ 8.3%-ում (2 նմուշ):

Բոլոր նմուշերը աչքի են ընկել 6-ից մինչև 10 տարրի գերազանցումով: Առանձին ծանր մետաղների աղտոտման մակարդակների գնահատման համար հաշվարկված I_{geo} արժեքներից *(աղ. 9)* երևում է, որ I_{geo} միջին արժեքը նվազում է հետևյալ հաջորդականությամբ Mo>Pb>Ag>Hg>Cu>Zn>Cd> Ni>As>Co>Cr:

Աղյուսակ 8

Ձյան փերևների փոշում ծանր մետաղների պարունակությունները, ֆոնային գերազանցումները և երկրաքիմիական շարքերը

Քիմիական տարր	**Ֆոն**	**Տարրերի պարունակությունները (մգ/կգ)**			**Կոնցենտրացիայի գործակիցը (K_c)**		
		միջին	**նվազ.**	**առավել.**	**միջին**	**նվազ.**	**առավել.**
Ni	30.4	38.49	11.06	86.32	11.75	0.001	36.13
Co	15.65	18.34	0.27	342.46	1.27	0.36	2.84
As	0.69	8.11	0.00	24.93	1.17	0.02	21.88
Ag	0.25	6.94	0.29	45.47	27.77	1.16	181.86
Hg	0.017	0.29	0.01	2.13	17.33	0.59	125.06
Cr	71.1	12.38	1.78	38.13	0.17	0.03	0.54
Pb	4.8	96.23	11.35	876.50	20.05	2.36	182.60
Mo	1.75	1150.79	8.86	26111.50	657.60	5.06	14920.86
Cd	0.312	8.87	0.02	56.94	28.42	0.06	182.49
Zn	78.38	280.17	64.16	749.00	3.57	0.82	9.56
Cu	40.03	389.38	24.47	1853.50	9.73	0.61	46.30
Պարունակ.	**Երկրաքիմիական շարք**					**Գումարային ինտենսիվություն**	
Առավ	$Mo_{(14920.9)}$-$Pb_{(182.6)}$-$Cd_{(182.5)}$-$Ag_{(181.9)}$-$Hg_{(125.1)}$-$Cu_{(46.3)}$-$As_{(36.1)}$-$Co_{(21.9)}$-$Zn_{(9.6)}$-$Ni_{(2.8)}$					15709.58	
Միջին	$Mo_{(657.6)}$-$Cd_{(28.4)}$-$Ag_{(27.8)}$-$Pb_{(20)}$-$Hg_{(17)}$-$Cu_{(9.7)}$-$Zn_{(3.6)}$-$Ni_{(1.2)}$					766.89	
Նվազ.	$Mo_{(5.1)}$-$Pb_{(2.4)}$-$Ag_{(1.2)}$-Zn,Cu,Hg					8.58	

Ծանուցում. փակագծերում բերված Kc>1 արժեքները:

I_{geo} արժեքը Ni-ի համար տատանվում է 0.92 -ից 2.04 սահմաններում, միջինում կազմելով 0.44, As-ի համար՝ 4.59-10.0, միջինում՝ 0.88, Zn-ի համար՝ 0.87-2.67, միջինում՝ 0.94: Ni, As, Zn տարրերի I_{geo} միջին արժեքները համապատասխանում են ոչ աղտոտվածից չափավոր աղտոտման մակարդակին:

Cu-ի I_{geo} արժեքը տատանվում է -1.30-ից 4.95 սահմաններում, միջինում՝ 1.81՝ համապատասխանելով չափավոր աղտոտման մակարդակին: Co, Ag, Pb, Hg-ի I_{geo} միջին արժեքները բնութագրվում են չափավորից խիստ աղտոտման մակարդակներով, որոնց I_{geo} արժեքները տատանվում են Co-ի համար՝ -6.45-ից 3.87, միջինում կազմելով՝ 2.53, Ag-ի համար՝ -0.38-ից 6.92, միջինում՝ 2.63, Pb՝ 0.66-6.93, միջինում՝ 2.83, Hg՝ -1.35-ից 6.38 միջինում՝ 2.19: Cr-ի I_{geo} արժեքը տատանվում է -5.91-ից -1.48, միջինում՝ -3.63, իսկ Cd-ի դեպքում տատանվում է -4.55-ից 6.93, միջինում՝ -4.55, համապատասխանելով ոչ աղտոտված մակարդակին, Mo-ի համար՝ 1.75-13.28, միջինում՝ 4.46, որը բնութագրվում է խստից չափազանց աղտոտված մակարդակներով:

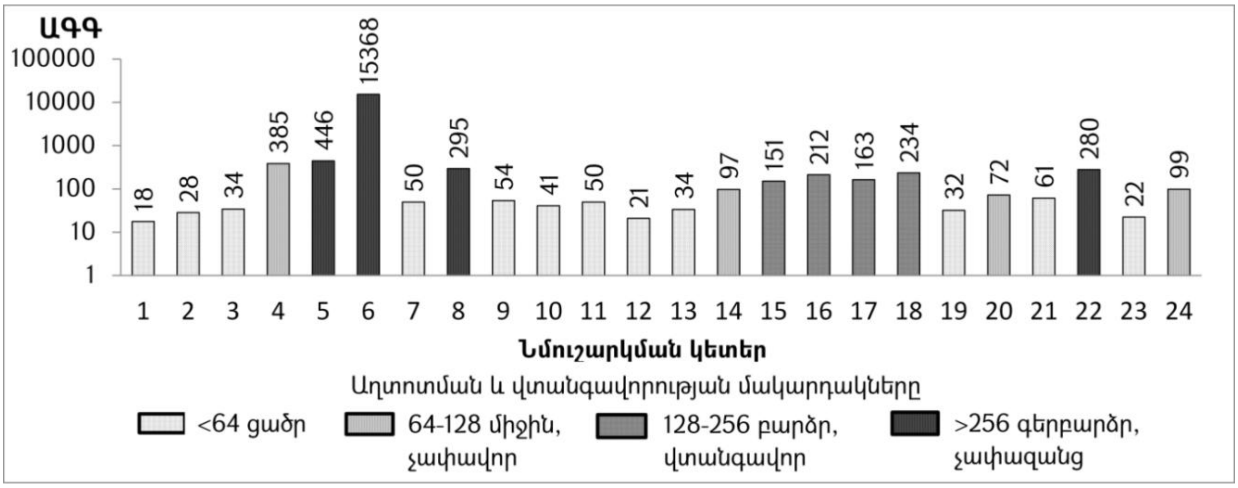
Ոչ աղտոտված մակարդակ գրանցվել է Ni, Co, As, Ag, Hg, Cr, Cd, Zn, Cu-ի համար նմուշների 62.5, 95.8, 44.4, 12.5, 8.3, 100, 70.8, 20.8, 12.5%-ում համապատասխանաբար: Ոչ աղտոտվածից չափավոր աղտոտված ($0 < I_{geo} \leq 1$) մակարդակ գրանցվել է Ni, Ag, Hg, Pb, Cd, Zn և Cu-ի համար նմուշների 37.5, 4.2, 25, 4.2, 4.2, 25, 12.5% -ում համապատասխանաբար: Չափավոր աղտոտված մակարդակ ($1 < I_{geo} \leq 2$) գրանցվել է Ag, Hg, Pb, Mo. Zn, Cu-ի համար 25.0, 8.3, 29.2, 8.3, 14.7 և 37.5%-ում համապատասխանաբար: Չափավորից խիստ աղտոտված մակարդակ ($2 < I_{geo} \leq 3$) դիտվել է As, Ag, Hg, Pb, Mo, Zn, Cu-ի համար, նմուշների 11.1, 29.2, 29.2, 25, 16.7, 12.5, 16.7%-ում համապատասխանաբար, իսկ խիստ աղտոտված մակարդակ ($3 < I_{geo} \leq 4$) Co, As, Ag, Hg, Pb, Mo, Cu՝ 4.2, 22.2, 8.3, 16.7, 29.2, 20.8 և 8.3%-ում համապատասխանաբար: As, Ag, Pb, Mo, Cd, Cu-ի պարունակությունները պատկանում են աղտոտման խստից ծայրահեղ ($4 < I_{geo} \leq 5$) մակարդակին՝ նմուշների 22.2, 4.2, 4.2, 25, 4.2, 12.5% -ում, իսկ ծայրահեղ աղտոտման մակարդակ ($I_{geo}>5$) առկա է Ag, Hg, Pb, Mo, Cd-ի մոտ 16.7, 12.5, 8.3, 29.2 և 20.8% համապատասխանաբար *(աղ. 9)*:

Աղյուսակ 9

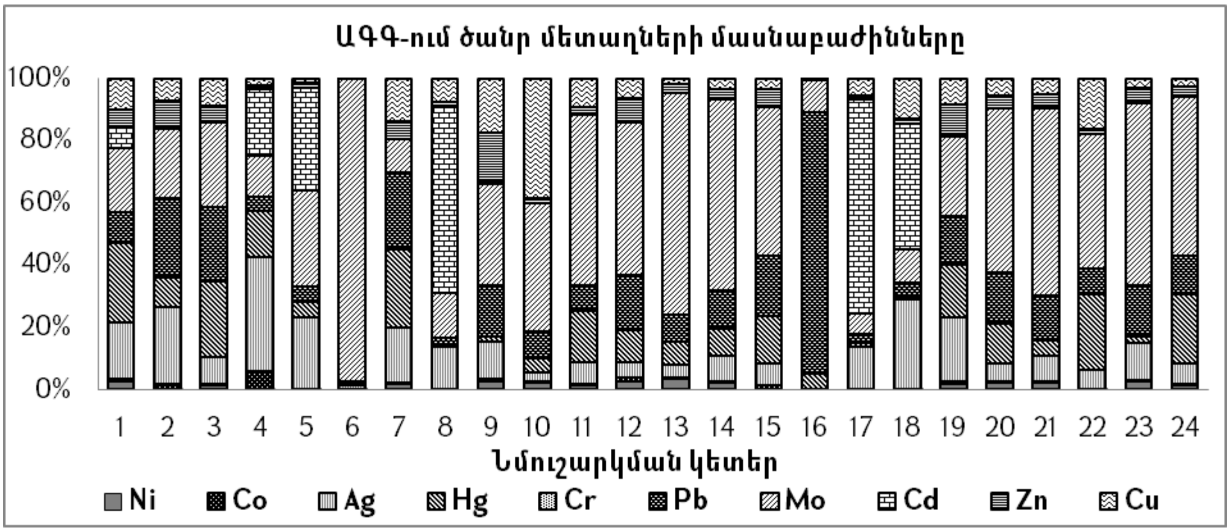
Երևան քաղաքի ձյան փոշում առանձին տարրերի I_{geo} արժեքները և նմուշների քանակը՝ ըստ աղտոտման մակարդակների

I_{geo}	Տարր										
	Ni	Co	As	Ag	Hg	Cr	Pb	Mo	Cd	Zn	Cu
Առավել.	0.92	3.87	4.59	6.92	6.38	-1.48	6.93	13.28	6.93	2.67	4.95
Նվազ.	-2.04	-6.45	-10.0	-0.38	-1.35	-5.91	0.66	1.75	-4.55	-0.87	-1.30
Միջին	-0.44	-2.53	-0.88	2.63	2.19	-3.63	2.83	4.46	-0.34	0.94	1.81
Ստան. շեղ	0.38	2.46	2.91	1.18	2.09	0.55	0.77	2.44	2.15	0.59	1.22
Նմուշ (%)	Նմուշների քանակը (%) ըստ աղտոտման մակարդակների										
$I_{geo} \leq 0$	62.5	95.8	44.4	12.5	8.3	100	0.0	0.0	70.8	20.8	12.5
$0 < I_{geo} \leq 1$	37.5	0.0	0.0	4.2	25.0	0.0	4.2	0.0	4.2	25.0	12.5
$1 < I_{geo} \leq 2$	0.0	0.0	0.0	25.0	8.3	0.0	29.2	8.3	0.0	41.7	37.5
$2 < I_{geo} \leq 3$	0.0	0.0	11.1	29.2	29.2	0.0	25.0	16.7	0.0	12.5	16.7
$3 < I_{geo} \leq 4$	0.0	4.2	22.2	8.3	16.7	0.0	29.2	20.8	0.0	0.0	8.3
$4 < I_{geo} \leq 5$	0.0	0.0	22.2	4.2	0.0	0.0	4.2	25.0	4.2	0.0	12.5
$5 > I_{geo}$	0.0	0.0	0.0	16.7	12.5	0.0	8.3	29.2	20.8	0.0	0.0

Աղտոտման գումարային գործակցի արժեքները (ԱԳԳ, Z_c) *(նկ. 18)* տատանվում են 18-ից 15368-ի սահմաններում՝ կազմելով միջինում 760.3, որը համապատասխանում է գերբարձր, չափազանց վտանգավոր մակարդակին: Համաձայն ԱԳԳ արժեքների՝ նմուշների 20.8%-ում գրանցվել է աղտոտման շատ բարձր, չափազանց վտանգավոր, 16.7%-ում՝ բարձր, վտանգավոր, 12.5%-ում՝ միջին, չափավոր վտանգավոր, 50%-ում՝ ցածր աղտոտման մակարդակներ: Աղտոտման շատ բարձր և բարձր մակարդակները գրանցվել են քաղաքի հարավում՝ արդյունաբերական և կենտրոնական (խիտ բնակեցված և տրանսպորտային բարձր ծանրաբեռնվածության) շրջաններում *(նկ. 33)*:



Նկար 18. Ձնածածկի փոշում ծանր մետաղների ԱԳԳ արժեքները և աղտոտման մակարդակները



Նկար 19. Ձյան փոշու առանձին տարրերի մասնաբաժինները ԱԳԳ մեջ (%)

Ձնածածկի փոշում ծանր մետաղների ԱԳԳ արժեքների մեջ համեմատաբար բարձր տոկոսային հարաբերությամբ առանձնանում են Mo, Pb, Hg, Ag-ը *(նկ. 20)*: Cd-ի դեպքում ամենամեծ մասնաբաժինը դիտվել է N8 և N17 նմուշառման կետերում, որոնք տեղակայված են քաղաքի հյուսիսում, Pb՝ 16-րդ հենակետում, Mo-ի մեծ մասնաբաժնով առանձնանում է նմուշառման 6-րդ կետը՝ տեղակայված է քաղաքի հարավում:

Ձնածածկի փոշում ծանր մետաղների պարունակությունների սանիտարահիգիենիկ վերլուծությունը ցույց տվեց, որ նվազագույն պարունակությունների դեպքում ՍԹԿ նկատմամբ գերազանցում դիտարկված ոչ մի տարրի մոտ չի գրանցվել: Միջին պարունակությունների դեպքում գերազանցում դիտվել է Pb, Mo, Cd, Zn, Cu-ի դեպքում՝ գերազանցելով 1.5, 8.7, 4.4, 1.3, 2.9 անգամ համապատասխանաբար *(աղ. 10)*:

Առավելագույն պարունակությունների դեպքում ՍԹԿ գերազանցումներ դիտվել են Ni, As, Hg, Pb, Mo, Cd, Zn, Cu տարրերի համար՝ համապատասխանաբար 1.1, 2.5, 1, 13.5, 197.1, 28.5, 3.4, 14 անգամ: Ինչպես երևում է կազմված սանիտարահիգիենիկ շարքերից որպես առաջնային աղտոտիչներ հանդես են գալիս Mo և Cd–ը՝ բավականին մեծ գերազանցումներով *(աղ. 10)*:

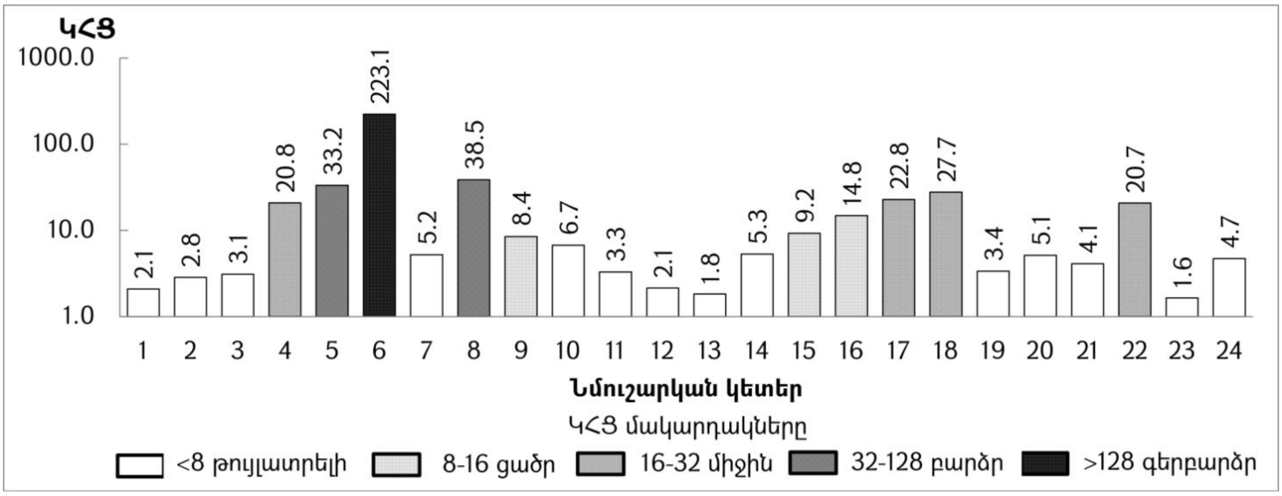
Կոնցենտրացիայի հանրագումարային ցուցանիշը (ԿՀՑ) տատանվում է 1.6 – 223.1 սահմաններում՝ միջինում կազմելով 19.6, որը համապատասխանում է աղտոտման միջին մակարդակին *(նկ. 20)*: Ըստ ԿՀՑ-ը նմուշների 58%-ը գտնվում է թույլատրելի, 13%-ը ցածր, 17%-ը՝ միջին, 8%-ը՝ բարձր, 4%-ը՝ գերբարձր մակարդակներում:

Աղյուսակ 10

Երևան քաղաքի ձյան փոշում տարրերի պարունակությունները, գերազանցումները ՍԹԿ նկատմամբ և սանիտարահիգիենիկ շարքերը

Քիմիական տարր	**ՍԹԿ**	**Տարրերի պարունակությունները (մգ/կգ)**			**Գերազանցումները ՍԹԿ նկատմամբ**		
		միջին	**նվազ.**	**առավել.**	**միջին**	**նվազ.**	**առավել.**
Ni	80	38.49	11.06	86.32	0.48	0.14	*1.08*
As	10	8.11	0.00	24.93	0.81	0.0001	*2.49*
Hg	2.1	6.94	0.29	45.47	0.14	0.005	*1.01*
Cr	90	0.29	0.01	2.13	0.14	0.02	0.42
Pb	65	12.38	1.78	38.13	*1.48*	0.17	*13.48*
Mo	132	96.23	11.35	876.50	*8.72*	0.07	*197.81*
Cd	2	1150.79	8.86	26111.50	*4.43*	0.01	*28.47*
Zn	220	8.87	0.02	56.94	*1.27*	0.29	*3.40*
Cu	132	280.17	64.16	749.00	*2.95*	0.19	*14.04*
Պարունակություն	**Սանիտարահիգիենիկ շարքեր**					**Գումարային ինտենսիվություն**	
Առավ.	$Mo_{(197.8)}$-$Cd_{(28.5)}$-$Cu_{(14)}$-$Pb_{(13.5)}$-$Zn_{(3.4)}$-$Ni_{(1.1)}$-$Hg_{(1)}$					269.07	
Միջին	$Mo_{(8.7)}$-$Cd_{(4.4)}$-$Cu_{(2.9)}$-$Pb_{(1.5)}$					20.79	

Ծանուցում. շեղատառերով, ընդգծված են և փակագծերում նշված են ՍԹԿ գերազանցումները



Նկար 20. Ձյան փոշու առանձին նմուշներում ԿՀՑ արժեքները ըստ մակարդակների

Երևան քաղաքի ձյան փոշու տարբեր տարիներին, ներառյալ 2012 թ.-ին իրականացված հետազոտության արդյունքները [11, 37, 38, 40] վկայում են դեպի օդային ավազան ծանր մետաղների անընդհատ տեխնածին ներհոսքի մասին: Տարիների ընթացքում դիտվում է ծանր մետաղների երկրաքիմիական հոսքերի և՛ որակական, և՛ քանակական փոփոխություններ: 1989 թ.-ի համեմատ մինչև 2000 թ.-ը գումարային ինտենսիվության արժեքը ունեցել է նվազման միտում, իսկ 2001 թ.-ից սկսած դիտվել է ինտենսիվության աճ՝ առավելագույնս դրսևորվելով 2012 թ.-ին [11, 37, 38, 40]: Նման իրավիճակը կարելի է կապել քաղաքում տեղի ունեցած սոցիալ տնտեսական փոփոխությունների հետ [11, 37, 38, 40]:

Տարիների ընթացքում փոփոխվել են նաև առաջնային աղտոտիչները [11, 37]: Մինչև 2000 թ.-ը շարքերում Pb-ի առաջնայնությունը հիմնականում կապված է եղել ավտոտրանսպորտում էթիլացված բենզինի օգտագործման հետ, որի արգելքից հետո (2001 թ.) Pb-ը զիջել է շարքերում իր առաջնայնությունը [11, 37]:

2001 թ.-ից սկսած առաջնային աղտոտիչներ են Mo-ը և Ag-ը, 2012 թ.-ին շարքի 2-րդ տեղում արդեն Cd-ը, որը 1-ին անգամ է հետազոտվել փոշում: Mo-ի պարունակությունները պայմանավորված են «Մաքուր երկաթ», «Արմենիան մոլիբդեն պրոդաքշն» և այլ գործարանների աշխատանքով: Իսկ Ag-ի հիմնական աղբյուր միգուցե և հանդիսանում է արծաթագործության արդյունաբերությունը [11]:

Ձնածածկի փոշում ծանր մետաղների սանիտարահիգիենիկ և երկրաքիմիական գնահատման արդյունքում պարզ դարձավ, որ

- դիտարկված Ni, Co, Ag, Cr, Pb, Mo, Cd, Zn, Cu տարրերը հայտնաբերվել են բոլոր նմուշներում՝ ընդ որում գրանցվել է ֆոնը գերազանցող պարունակություններ: Երկրաքիմիական միջին շարքը ներկայացված է հետևյալ շարքով $Mo_{(657.6)}$-$Cd_{(28.4)}$-$Ag_{(27.8)}$-$Pb_{(20)}$-$Hg_{(17)}$-$Cu_{(9.7)}$-$Zn_{(3.6)}$-$Ni_{(1.2)}$, սանիտարահիգիենիկ միջին շարքը՝ $Mo_{(8.72)}$-$Cd_{(4.43)}$-$Cu_{(2.95)}$-$Pb_{(1.48)}$,: I_{geo} միջին արժեքը նվազում է հետևյալ հաջորդականությամբ Mo>Pb>Ag>Hg>Cu>Zn>Cd>Ni>As>Co>Cr:
- ԱԳԳ արժեքները տատանվում են 18-ից 15368 սահմաններում՝ միջինում 760.3: Վերջինս համապատասխանում է գերբարձր, չափազանց վտանգավոր մակարդակին:
- Համաձայն ԱԳԳ արժեքների նմուշների 20.8%-ում գրանցվել է աղտոտման շատ բարձր մակարդակ, չափազանց վտանգավոր, 16.7%-ում բարձր, վտանգավոր մակարդակ, 12.5%-ում միջին չափավոր վտանգավոր մակարդակ, 50%-ում ցածր աղտոտման մակարդակ:
- ԿՀՑ ցուցանիշը տատանվում է 1.6-ից 223.1-ի սահմաններում, միջինում՝ 19.6: Վերջինս համապատասխանում է միջին մակարդակին: Ըստ ԿՀՑ նմուշների 58%-ը գտնվում է թույլատրելի, 13%-ը ցածր, 17%-ը՝ միջին, 8%-ը՝ բարձր, 4%-ը՝ գերբարձր մակարդակում:

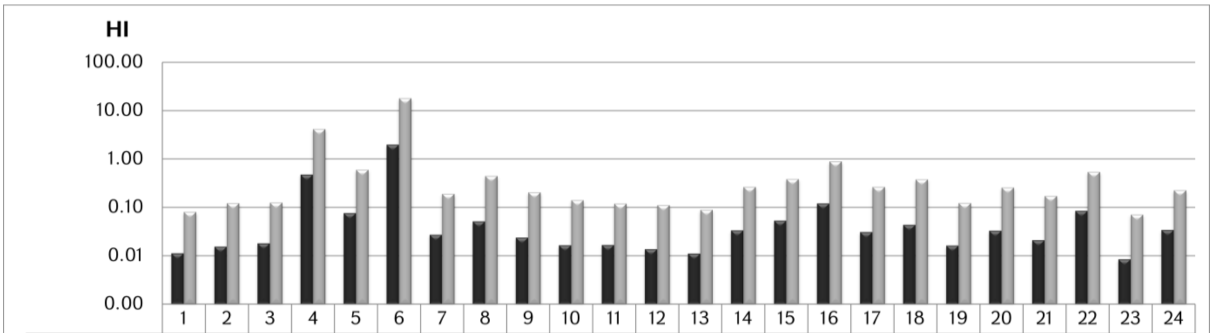
3.2.3. Ձնածածկի փոշում ծանր մետաղներից մարդու առողջությանն ուղղված ռիսկի գնահատումը

Իրականացվել է Երևան քաղաքի բնակչության ոչ քաղցկեղածին և քաղցկեղածին առողջական ռիսկի գնահատում միջազգային ընդունված մեթոդների համապատասխան՝ ձնածածկի փոշին կիրառելով որպես ծանր մետաղների կրող: Ոչ քաղցկեղածին առողջական ռիսկերը գնահատվել են բնակչության տարբեր խմբերի համար, մասնավորապես մեծահասակների և երեխաների համար: Որպես ծանր մետաղների ազդեցության հիմնական ուղիներ դիտարկվել են կլանումը, շնչառությունը (ինհալացիա) ու մաշկը:

3.2.3.1. Ոչ քաղցկեղածին առողջության ռիսկի գնահատում երեխաների համար

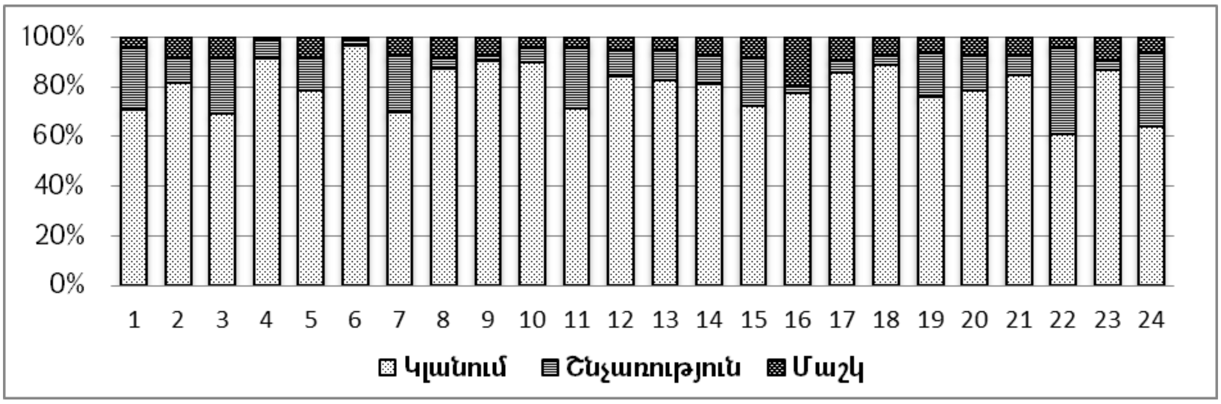
Երևան քաղաքի ձնածածկի փոշու ծանր մետաղներից ոչ քաղցկեղածին ռիսկի գնահատման արդյունքները բերված են *հավելված, աղ. 7-ում*: Երեխաների համար առանձին տարրերից բոլոր ուղիներով ազդեցության դեպքում (∑HQ) առողջության հավանական ռիսկ Hg, Pb, Cd, Zn, Cu, Ni, Ag, Cr, As-ի դեպքում առկա չէ: Ոչ քաղցկեղածին ռիսկ (∑HQ) առկա է միայն Mo-ի և Co-ի դեպքում *(նկ. 35)*: Mo-ի դեպքում ∑HQ >1 արժեք դիտվել է նմուշառման 6-րդ կետում կազմելով՝ 17.22, իսկ Co-ի դեպքում նմուշառման 4-րդ կետում՝ կազմելով 3.78: ∑HQ միջին արժեքը մետաղների համար նվազում է հետևյալ հաջորդականությամբ Mo>Co>Pb>Cd>Cu>Hg>Cr>Ni>Ag>Zn:

Բազմատարր կամ ընդհանուր ռիսկի (HI) արժեքը տատանվում է 0.07-ից 18.0 սահմաններում *(նկ. 21)*: Ընդհանուր ռիսկ գրանցվել է նմուշների 8.3%-ում (2 նմուշ):



	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
Մեծահասակ	0.01	0.02	0.02	0.48	0.08	1.99	0.03	0.05	0.02	0.02	0.02	0.01	0.01	0.03	0.05	0.12	0.03	0.04	0.02	0.03	0.02	0.08	0.01	0.03
Երեխա	0.08	0.12	0.13	4.16	0.60	18.0	0.19	0.45	0.20	0.14	0.12	0.11	0.09	0.27	0.38	0.89	0.27	0.38	0.12	0.26	0.17	0.54	0.07	0.23

Նկար 21. Ձյան փոշուց բազմատարր կամ ընդհանուր ռիսկի արժեքները (HI)



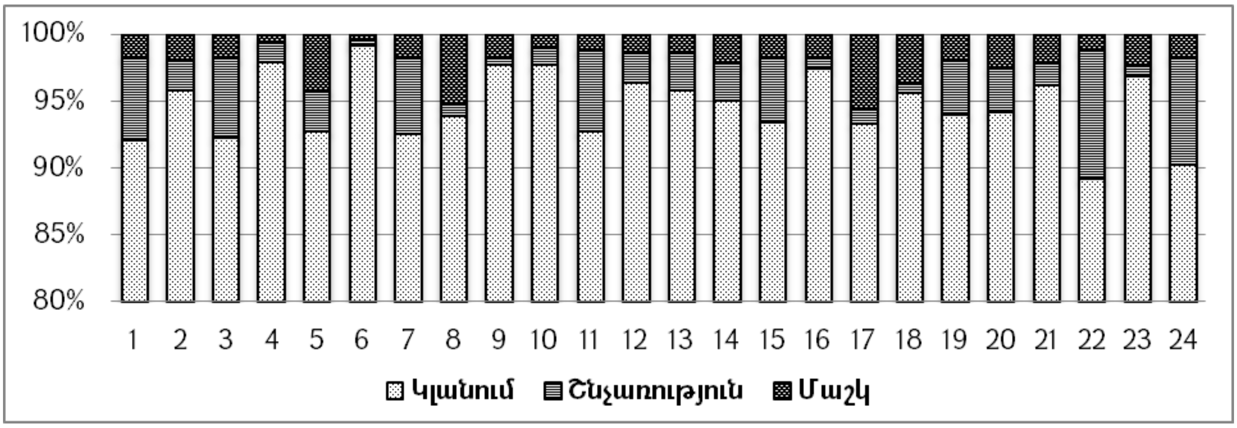
Նկար 22. Ձյան փոշում ծանր մետաղների ընդհանուր ռիսկի մեջ առանձին ուղիների մասնաբաժինները երեխաների համար

Ռիսկը գրանցվել է նմուշառման 4-րդ և 6-րդ հենակետերում՝ կազմելով համապատասխանաբար 4.15 և 18.0: Ընդհանուր ռիսկի մեջ մեծ մասնաբաժնով առանձնանում է կլանման ուղին՝ կազմելով վերոնշյալ կետերում համապատասխանաբար 4.07 և 17.88: Ընդհանուր ռիսկի մեջ առանձին ուղիների մասնաբաժինները գրեթե բոլոր նմուշներում հիմնականում նվազում է հետևյալ հաջորդականությամբ՝ կլանում>շնչառություն>մաշկ *(նկ. 22)*:

3.2.3.2. Ոչ քաղցկեղածին առողջության ռիսկի գնահատում մեծահասակների համար

Երևանի ձնածածկի փոշու ծանր մետաղներից ոչ քաղցկեղածին ռիսկի գնահատման արդյունքները բերված են *հավելված, աղ. 7-ում*: Մեծահասակների համար առանձին տարրերից բոլոր ուղիներով ազդեցության դեպքում (∑HQ) առողջության հավանական ռիսկ Hg, Pb, Cd, Zn, Cu, Ni, Ag, Co, Cr, As, Co տարրերի դեպքում առկա չէ: Ոչ քաղցկեղածին ռիսկ (∑HQ) առկա է միայն Mo-ի դեպքում: ∑HQ >1 արժեք Mo դեպքում կազմել է 1.85 և դիտվել է նմուշառման 6-րդ կետում: ∑HQ միջին արժեքը մետաղների համար նվազում է հետևյալ հաջորդականությամբ Mo>Co>Pb Hg>Cd>Cu >Cr>Ni>Ag>Zn:

Ընդհանուր ռիսկի (HI) արժեքը տատանվում է 0.01-ից 1.99 սահմաններում *(նկ. 21)*: Ընդհանուր ռիսկը գրանցվել է նմուշառման 6-րդ հենակետում: Ընդհանուր ռիսկի մեջ մեծ մասնաբաժնով առանձնանում է կլանման ուղին կազմելով 1.92: Ընդհանուր ռիսկի մեջ առանձին ուղիների մասնաբաժինները գրեթե բոլոր նմուշներում հիմնականում նվազում է հետևյալ հաջորդականությամբ՝ կլանում> շնչառություն>մաշկ *(նկ. 23)*:



Նկար 23. Ձյան փոշուց բազմատարր ռիսկում առանձին ուղիների մասնաբաժինները՝ մեծահասակների համար

3.2.3.3. Քաղցկեղածին ռիսկի գնահատում

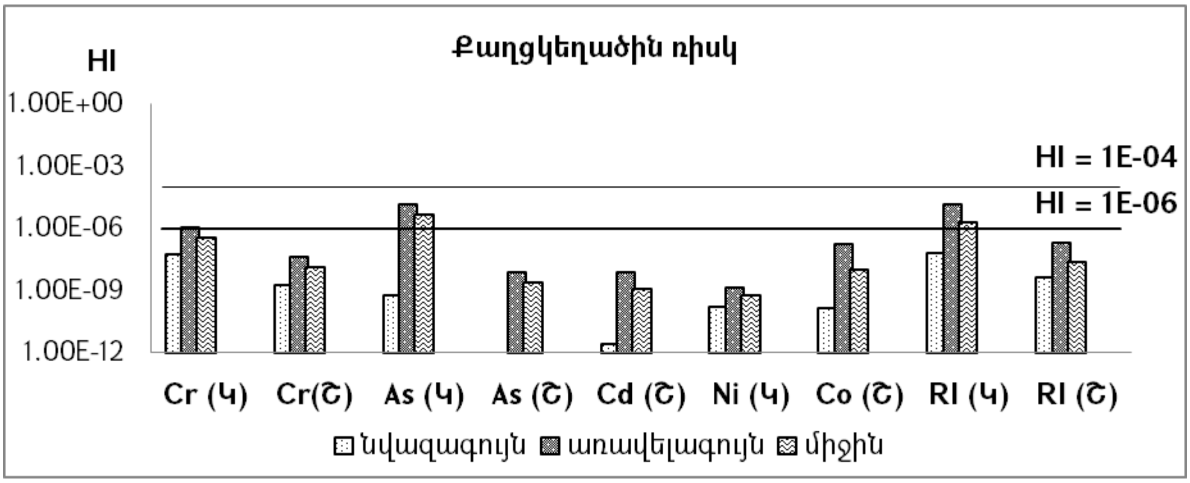
Ձնածածկի փոշու ծանր մետաղների պարունակությունների քաղցկեղածին ռիսկի գնահատման արդունքները *(աղ. 11, նկ. 24)* ցույց են տվել, որ քաղցկեղածին ռիսկ առկա է Cr և As տարրերի դեպքում միայն կլանման ուղուց: Cr-ի դեպքում ռիսկ գրանցվել է միայն 1 նմուշում (նմուշների 4%)՝ ռիսկի ցածր մակարդակից (10^{-6}) շատ չնչին գերազանցումով: Cr-ի և' առավելագույն և' միջին պարունակության դեպքում ռիսկը գտնվում է ցածր մակարդակում: As-ի դեպքում ռիսկ առկա է նմուշների (As հայտնաբերվել է 9 նմուշում) 56 %-ում: Առավելագույն պարունակության դեպքում ռիսկը գտնվում է միջին, իսկ միջին պարունակության դեպքում ցածր մակարդակում: Բազմատարր քաղցկեղածին ռիսկ ($>10^{-4}$) չի գրանցվել ոչ մի ուղու դեպքում *(նկ. 24)*:

Ձնածածկի փոշու ծանր մետաղներից առողջական ռիսկի գնահատման արդյունքները թույլ տվեցին անելու հետևյալ եզրակացությունները.

Աղյուսակ 11

Ձյան փոշու ծանր մետաղներից քաղցկեղածին ռիսկի նվազագույն, միջին և առավելագույն արժեքները կլանման և ինհալացիոն ուղիների համար

Տարր	**Արժեք**	**Կլանման ռիսկ**	**Շնչառության ռիսկ**	**Անկյունային գործակից (մգ/կգ/օր)$^{-1}$**	**Շնչառության միավոր ռիսկ (մգ/մ^3)$^{-1}$**
Cr	նվազ	5.67E-08	1.93E-09	5.00E-01	8.40E-02
	առավել	1.22E-06	4.15E-08		
	միջին	3.94E-07	1.35E-08		
As	նվազ	5.74E-10	3.34E-13	1.50E+00	4.30E-03
	առավել	1.43E-05	8.33E-09		
	միջին	4.65E-06	2.71E-09		
Cd	նվազ	-	2.80E-12	-	1.80E-03
	առավել	-	7.96E-09		
	միջին	-	1.24E-09		
Ni	նվազ	-	1.79E-10	-	2.60E-04
	առավել	-	1.40E-09		
	միջին	-	6.22E-10		
Co	նվազ	-	1.50E-10	-	9.00E-03
	առավել	-	1.92E-07		
	միջին	-	1.03E-08		
$RI_{\text{կ}}$	նվազ	6.46E-08	-	-	-
	առավել	1.47E-05	-	-	-
	միջին	2.14E-06	-	-	-
$RI_{\text{շ}}$	նվազ	-	4.59E-09	-	-
	առավել	-	2.01E-07	-	-
	միջին	-	2.66E-08	-	-



Նկար 24. Ձյան փոշու ծանր մետաղներից քաղցկեղածին ռիսկը շնչառության (Շ) և կլանման (Կ) ուղիներից

- երեխաների առողջության համար ոչ քաղցկեղածին ռիսկ (∑HQ) գրանցվել է միայն Mo և Co տարրերի համար: Ընդհանուր ռիսկի արժեքը երեխաների համար տատանվում է 0.07-ից 18.04 սահմաններում: Ընդհանուր ռիսկ գրանցվել է նմուշների 8.3%-ում:
- Մեծահասակների առողջության համար ոչ քաղցկեղածին ռիսկ (∑HQ) գրանցվել է միայն Mo համար: Ընդհանուր ռիսկի արժեքը մեծահասակների համար տատանվում է 0.01-ից 1.99 սահմաններում: Ռիսկ գրանցվել է ընդամենը 1 նմուշում:
- Եվ՛ երեխաների, և՛ մեծահասակների համար հիմնական ռիսկային ուղին կլանումն է, որին հաջորդում է շնչառությունը և մաշկը:
- Քաղցկեղածին ռիսկ առկա է Cr (1 նմուշում), As (9 նմուշից 5-ում) տարրերի դեպքում՝ կլանման ուղիներից:

3.3. Տարբեր մեթոդներով իրականացված փոշու և փոշում ծանր մետաղների համեմատական վերլուծություն

Տարբեր սեզոնների և տարբեր մեթոդներով իրականացված փոշու և փոշում ծանր մետաղների հետազոտությունների արդյունքների վիճակագրական վերլուծության արդյունքում պարզ դարձավ, որ ձնածածկի փոշու (ՁՓ) և տերևների փոշու (ՏՓ) ՓԾ և ԾՄԾ ցուցանիշների արժեքները չունեն նորմալ բաշխվածություն *(աղ. 12)*, ինչի համար էլ բացի Պիրսոնի գործակցից, հաշվարկվել է նաև Սպիրմենի ռանգային կոռելյացիայի գործակիցը: ՁՓ և ՏՓ ծանրաբեռնվածությունը, ինչպես նաև ԾՄԾ և փոշում ԾՄ գումարային չափաբաժնի ցուցանիշների միջև կապը նկարագրող կոռելյացիոն գործակից-ները բերված են *աղ. 13-ում*: Դրական նշանակալի գծային կոռելյացիա է ստացվել միայն ՁՓ ծանրաբեռնվածության և ԾՄԾ արժեքների միջև *(նկ. 25)*: Մնացած ցուցա-նիշների համար գծային կոռելյացիան կիրառելի չէ, քանի որ չեն համընկնում բաշխվա-ծության օրենքները *(աղ. 12)*:

Ոչ գծային կոռելյացիոն վերլուծության արդյունքները բերված են *աղ. 13-ում*: Ձմռանը ՓԾ և ԾՄ գումարային չափաբաժնի ցուցանիշների միջև գրանցվել է Սպիր-մենի գործակցի բացասական նշանակալի արժեք, իսկ ձմռան ՓԾ և ԾՄԾ միջև՝ դրա-կան նշանակալի ռանգային կոռելյացիա *(նկ. 26)*: Ձմռանը ԾՄԾ և ԾՄ գումարային չա-փաբաժնի ցուցանիշների միջև Սպիրմենի գործակցի արժեքը նշանակալի չէ (*աղ. 13*):

Աղյուսակ 12

Ձմռանը և ամռանը ՓԾ և ԾՄԾ ցուցանիշների արժեքների բաշխվածության օրենքը

Ցուցանիշ		**Բաշխվածության օրենք**
Ձմեռ	Փոշու ծանրաբեռնվածություն	Լոգնորմալ
	ԾՄ գումարային չափաբաժին	Հայտնաբերված չէ
	ԾՄ ծանրաբեռնվածություն	Լոգնորմալ
Ամառ	Փոշու ծանրաբեռնվածություն	Նորմալ
	ԾՄ ծանրաբեռնվածություն	Հայտնաբերված չէ
	ԾՄ գումարային չափաբաժին	Լոգնորմալ

Ամռանը ՓԾ և ԾՄԾ, ՓԾ և ԾՄ գումարային չափաբաժինների միջև գրանցվել է դրական նշանակալի կոռելյացիա *(աղ. 13, նկ. 27)*: Հատկանշական է, որ ի տարբե-րություն ձմռանը գրանցված պատկերի, ամռանը ԾՄԾ և ԾՄ չափաբաժնի միջև ար-ձանագրվում է Սպիրմենի գործակցի նշանակալի արժեք *(նկ. 27)*:

Ձմռան և ամռան ԾՄԾ ցուցանիշների միջև գրանցվել է դրական ռանգային կոռել-յացիոն կապ *(աղ. 13, նկ. 28)*: Ձմռան և ամռան ՓԾ, ինչպես նաև ԾՄ գումարային չափաբաժնի ցուցանիշների միջև նշանակալի կոռելյացիա չի գրանցվել *(աղ. 13)*:

Այսպիսով, թե՛ ձմռանը, թե՛ ամռանը ՓԾ և ԾՄԾ ցուցանիշների միջև գրանցվում է նշանակալի դրական կոռելյացիոն կապ: Ձմռանը ՓԾ և ԾՄ գումարային չափաբաժնի ցուցանիշների միջև գրանցվում է բացասական ռանգային նշանակալի կոռելյացիա: Ամռանը ՓԾ և ԾՄԾ, ՓԾ և ԾՄ գումարային չափաբաժինների, ինչպես նաև ԾՄԾ և ԾՄ գումարային չափաբաժնի ցուցանիշների միջև գրանցվում է նշանակալի դրական ռանգային կոռելյացիա: Ձմռան և ամռան ՓԾ ցուցանիշների, ինչպես նաև ԾՄ գումարային չափաբաժնի ցուցանիշների միջև նշանակալի կոռելյացիա չի գրանցվել: Ի տարբերություն վերջիններիս, ձմռան և ամռան ԾՄԾ միջև արձանագրվում է Սպիրմենի ռանգային կոռելյացիա: Ամռանը ՓԾ արժեքները գրեթե բոլոր նմուշներում, ի համեմատ ձմռան, ավելի բարձր են՝ միջինում 1.2 անգամ:

Ամռանը միջին ծանրաբեռնվածությունը գտնվում է աղտոտման բարձր, իսկ ձմռանը՝ միջին մակարդակում *(նկ. 2, 14)*: Ձմռանը ձնածածկի առկայությունը խոչընդոտում է ճանապարհային փոշու երթևեկության ժամանակ դեպի մթնոլորտային ավազան բարձրացմանը, ինչը և կարող է մասամբ պայմանավորել վերոնշյալ հանգամանքը:

Ձմռանը նմուշների հիմնական մասը (54.2%) գտնվում է ցածր, իսկ ամռանը (48%)՝ աղտոտման բարձր մակարդակում: Տարածական բաշխման առումով *(նկ. 29)* ՓԾ-ը ձմռանը ունի ավելի խճանկարային, իսկ ամռանը ավելի միատար պատկեր:

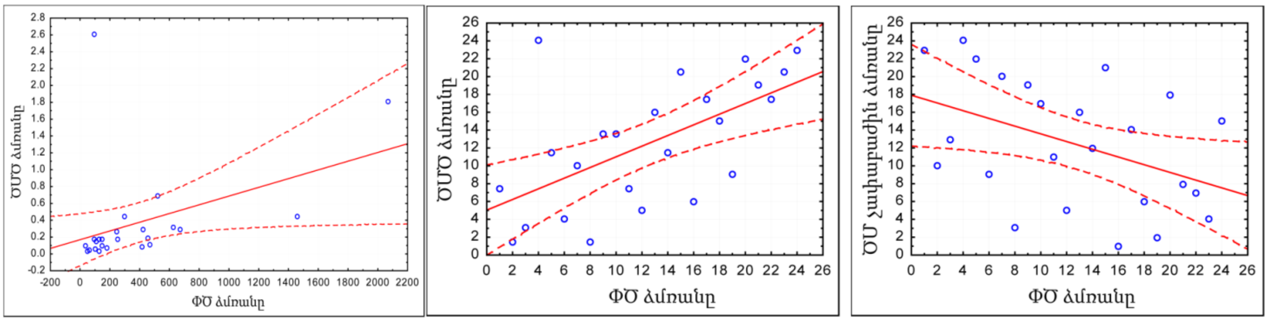
Աղյուսակ 13

Ձմռանը և ամռանը ՓԾ, ԾՄԾ և ԾՄ գումարային չափաբաժնի միջև կոռելյացիոն գործակիցները

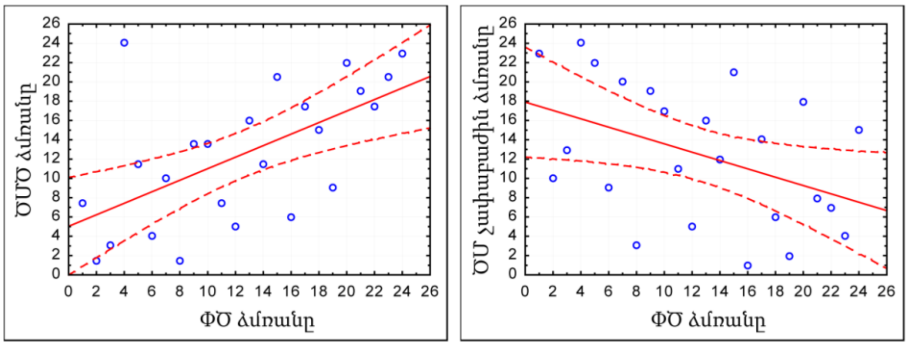
Պիրսոնի գործակից		
Ցուցանիշ	Կոռելյացիան նշանակալի է p <0,05000	
	ՓԾ ձմռանը	ԾՄԾ ձմռանը
ՓԾ ձմռանը	1	**0.409**
ՓԾ ամռանը	–	–

Սպիրմենի գործակից						
Ցուցանիշ	Սպիրմանի կոռելյացիա Նշանակալի է p <0,05000 մակարդակում					
	ՓԾ ձմռանը	ՓԾ ամռանը	ԾՄ չափաբաժին ձմռանը	ԾՄ չափաբաժին ամռանը	ԾՄԾ ձմռանը	ԾՄԾ ամռանը
ՓԾ ձմռանը	1	0.328	**–0.432**	–	**0.598**	–
ՓԾ ամռանը	0.328	1	–	**0.516**	–	**0.747**
ԾՄ չափաբաժին ձմռանը	**–0.432**	–	1	0.143	0.366	–
ԾՄ չափաբաժին ամռանը	–	**0.516**	0.143	1	–	**0.781**
ԾՄԾ ձմռանը	**0.598**	–	0.366	–	1	**0.456**
ԾՄԾ ամռանը	–	**0.747**	0.023	**0.781**	**0.456**	1

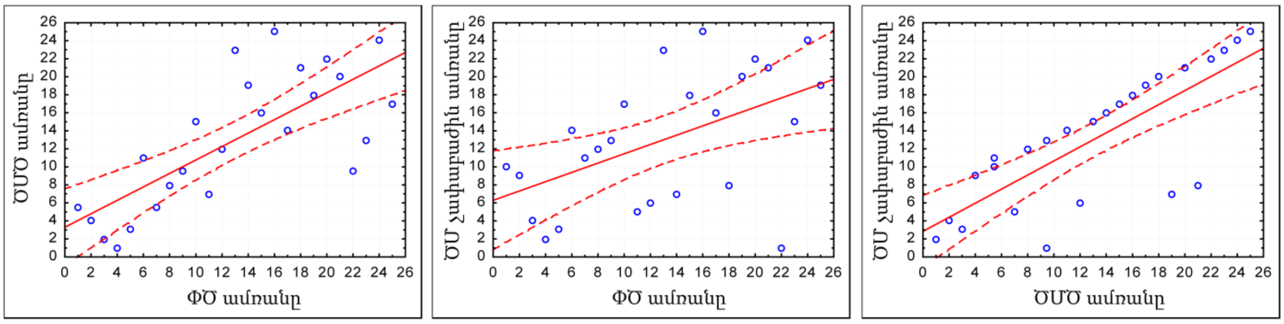
Ծանուցում. *«–»՝ տվյալ զույգով կոռելյացիոն վերլուծություն չի իրականացվել, կարմիր գույնով նշված են p = 0,05 դեպքում կոռելյացիոն գործակցի նշանակալի արժեքները:*



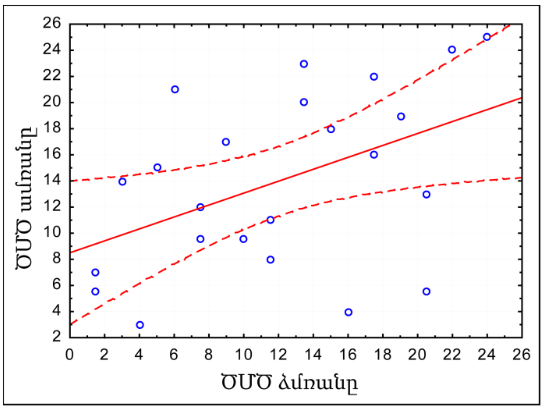
Նկար 25. ՁՓ և ՏՓ ծանրաբեռնվածությունը և ԾՄԾ ցուցանիշների միջև գծային կոռելյացիա



Նկար 26. Ռանգային նշանակալի կոռելյացիա ձմռանը ՓԾ, ԾՄԾ և ԾՄ գումարային չափաբաժնի ցուցանիշների միջև



Նկար 27. Ռանգային նշանակալի կոռելյացիա ամռան ՓԾ, ԾՄԾ և ԾՄ գումարային չափաբաժնի ցուցանիշների միջև



Նկար 28. Ռանգային կոռելյացիա ձմռան և ամռան ԾՄԾ ցուցանիշների միջև

Հատկանշական է, որ կենտրոն համայնքում և՛ ամռանը, և՛ ձմռանը դիտվել է ՓԾ բարձր մակարդակ: Ձմռանը քաղաքի հարավում դիտվել է փոշու ծանրաբեռնվածության ցածր և միջին, իսկ ամռանը՝ բարձր մակարդակներ: Քաղաքի հյուսիսը երկու սեզոնին էլ աչքի է ընկել փոշու բարձր և չափազանց բարձր ծանրաբեռնվածությամբ:

Հակառակ պատկեր է փոշում ծանր մետաղների ծանրաբեռնվածության դեպքում, որը առավել բարձր է երկու սեզոններին էլ քաղաքի հարավային արդյունաբերական հատվածում *(նկ. 30)*: Ամռանը թե՛ ծանր մետաղների գումարային չափաբաժնի, և թե՛ ծանրաբեռնվածության արժեքները հիմնականում ավելի բարձր են՝ միջինում 1.5 և 3.3 անգամ համապատասխանաբար *(աղ. 14)*: Ծանր մետաղների գումարային ծանրաբեռնվածության (ամառ, ձմեռ) քարտեզ սխեմաներից *(նկ. 29)* երևում է, որ ամռանը ծանրաբեռնվածության մակարդակները ավելի բարձր են, թեև գրեթե պահպանում են ձմռանը դիտված մակարդակների բաշխվածության սկզբունքը:

Փոշում ծանր մետաղների պարունակություններից երևում է, որ հետազոտված 11 տարրերից յոթի՝ Hg, Cd, As, Cr, Co, Cu, Ag-ի համար տերևների փոշում պարունակությունները ավելի բարձր են, քան ձյան փոշում:

Pb, Ni, Mo-ի դեպքում ամռանը նկատվել է ցածր պարունակություններ՝ ի համեմատ ձմռան: Zn-ի համար նման ակնհայտ օրինաչափություն չի գրանցվել: Hg, Cd, As, Cr, Co-ի դեպքում միջին պարունակությունները ավելի բարձր են ամռանը, իսկ Pb, Zn, Ni, Mo, Cu, Ag՝ ձմռանը:

I_{geo} միջին արժեքը ամռանը նվազում է հետևյալ հաջորդականությամբ Cd>Mo>Ag>Hg>Pb>Cu>Zn>Co>As>Ni>Cr, ձմռանը Mo>Pb>Ag>Hg>Cu>Zn>Cd>Ni>As>Co >Cr: Cr-ի արժեքները և' ամռանը և' ձմռանը համապատասխանում են չաղտոտված մակարդակին *(աղ. 15 և 16)*: Ni դեպքում ևս արժեքների հիմնական մասը գտնվում են ոչ աղտոտված մակարդակում, թվով 9-ը նմուշում գրանցված արժեքները պատկանում են ոչ աղտոտվածից չափավոր աղտոտման մակարդակին, որից 8-ը բաժին են ընկնում ձյան նմուշներին: Co-ի դեպքում ձյան փոշու նմուշներում հիմնականում առկա է ոչ աղտոտված, իսկ տերևների փոշում ոչ աղտոտված չափավորից մինչև խիստ աղտոտված մակարդակներ: Ag, Hg, Mo, Cd, Zn,Cu-ի դեպքում և' ձյան, և' տերևների գրեթե բոլոր նմուշներում դիտվել է Igeo>1 մակարդակներ: Խիստ աղտոտված մակարդակները գերակշռում են Ag, Hg, Mo, Cd-ի դեպքում ինչպես տերևների, այնպես էլ ձյան փոշում:

Ինչպես ամռանը, այնպես էլ ձմռանը դիտարկված տարրերի պարունակությունները նմուշների հիմնական մասում գերազանցել են ֆոնը: Գերազանցումներով նմուշների (%) քանակությամբ ակնհայտ առավելություն նկատվել է ամռանը բոլոր տարրերի դեպքում, մասնավորապես՝ Co, Cd, As, Cr-ի *(աղ. 17)*:

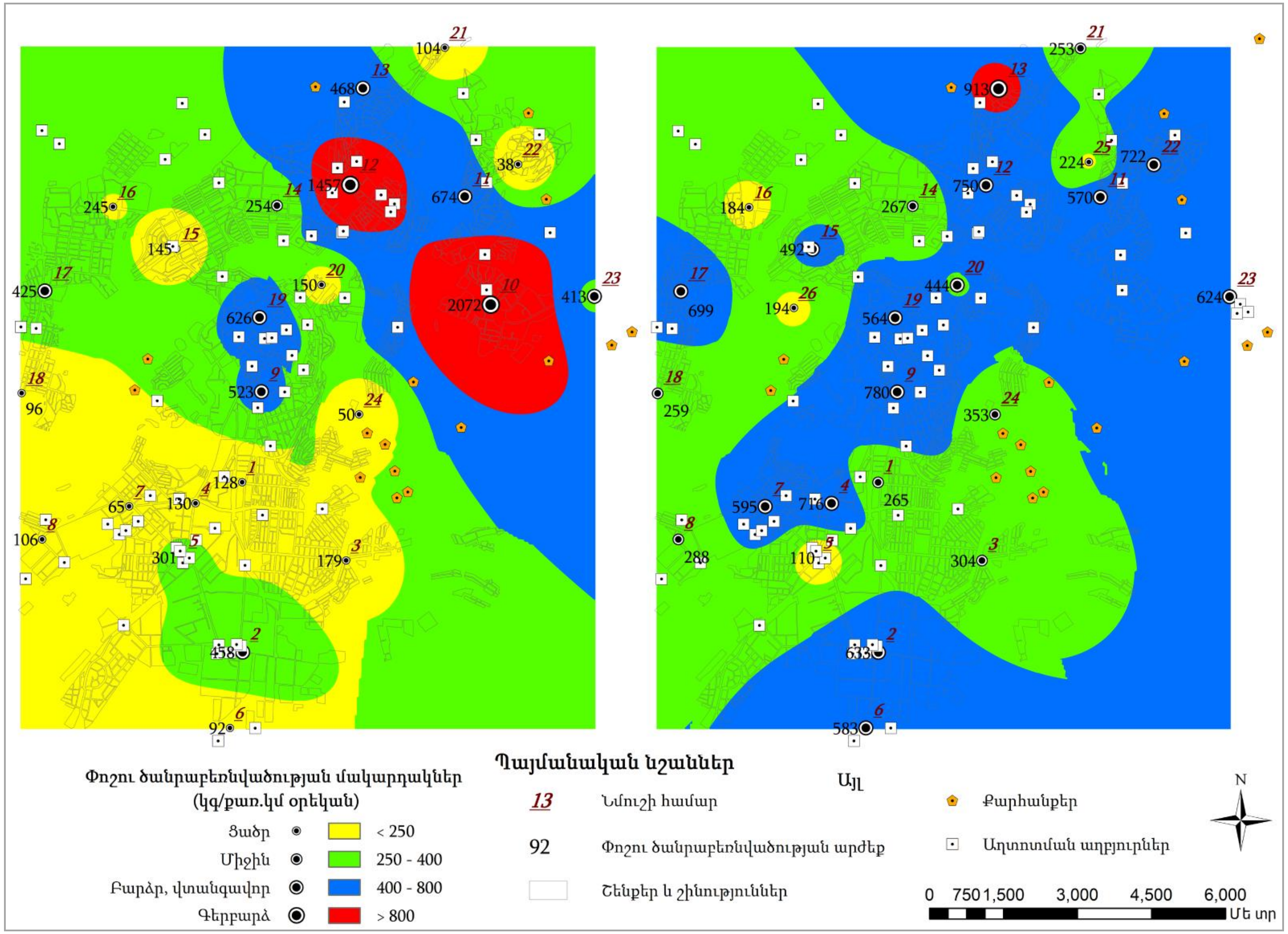
Ինչպես երևում է երկրաքիմիական շարքերից *(աղ. 19)*, ընդհանուր առմամբ ամռանը փոշու երկրաքիմիական շարքերը բնութագրվում են ծանր մետաղների ավելի մեծ քանակությամբ և ավելի բարձր ինտենսիվությամբ:

Աղյուսակ 14

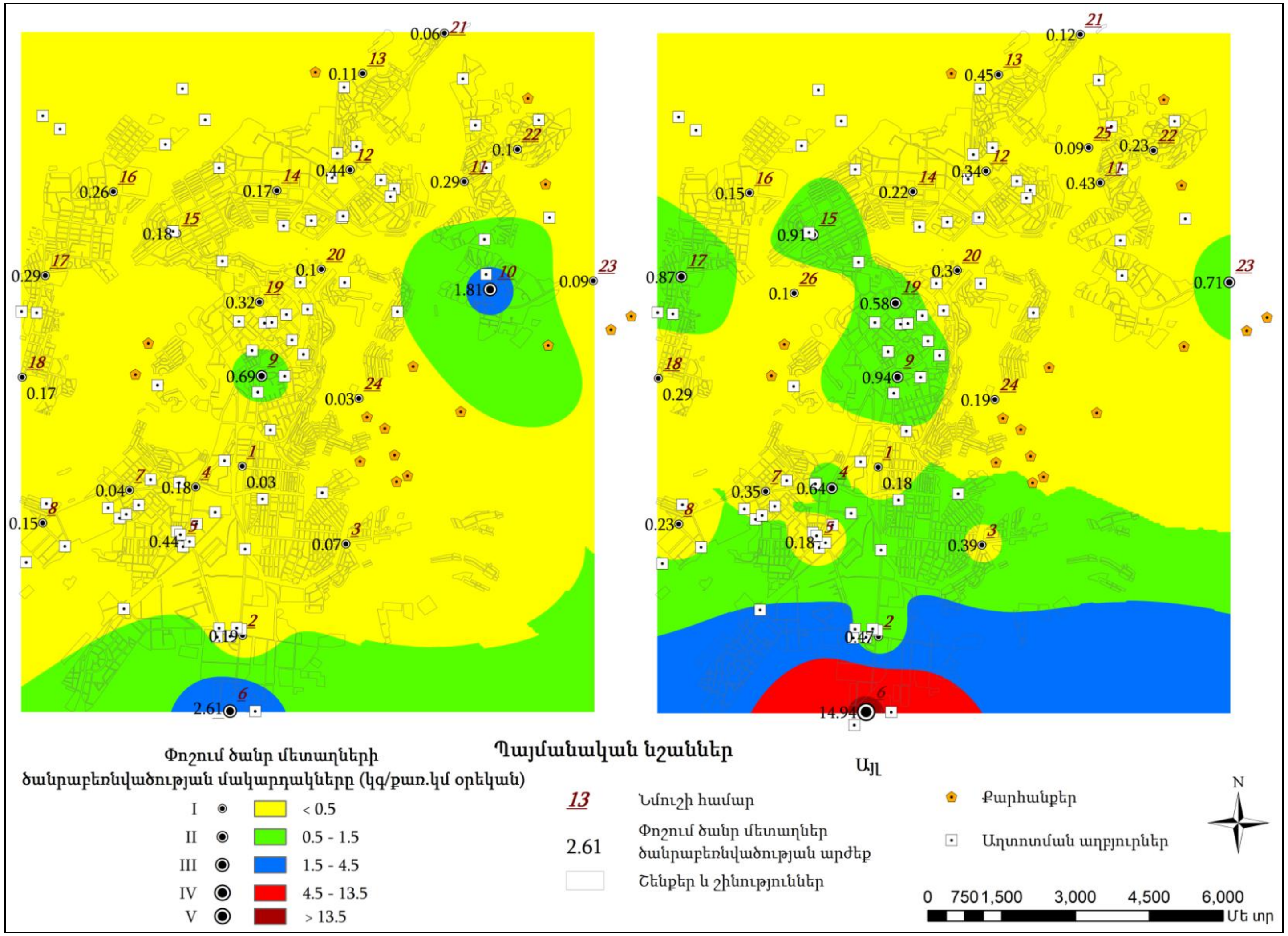
Ձյան և տերևների փոշում ԾՄ գումարային չափաբաժինները (%) և ԾՄ ծանրաբեռնվածությունը (կգ/կմ ^{2}օրական)

Նմուշի համար	ԾՄ գումարային չափաբաժին,%		ԾՄԾ, կգ/կմ^2 օրական	
	Ձյան փոշի	Տերևների փոշի	Ձյան փոշի	Տերևների փոշի
1	0.03	0.07	0.03	0.18
2	0.04	0.07	0.19	0.47
3	0.04	0.13	0.07	0.39
4	0.14	0.09	0.18	0.64
5	0.15	0.16	0.44	0.18
6	2.83	2.56	2.61	14.94
7	0.07	0.06	0.04	0.35
8	0.14	0.08	0.15	0.23
9	0.13	0.12	0.69	0.94
10	0.09	–	1.81	–
11	0.04	0.08	0.29	0.43
12	0.03	0.05	0.44	0.34
13	0.02	0.05	0.11	0.45
14	0.07	0.08	0.17	0.22
15	0.13	0.19	0.18	0.91
16	0.11	0.08	0.26	0.15
17	0.07	0.12	0.29	0.87
18	0.18	0.11	0.17	0.29
19	0.05	0.10	0.32	0.58
20	0.07	0.07	0.10	0.30
21	0.05	0.05	0.06	0.12
22	0.26	0.03	0.10	0.23
23	0.02	0.11	0.09	0.71
24	0.06	0.05	0.03	0.19
25	–	0.04	–	0.09
26	–	0.05	–	0.10
Նվազագույն	0.03	0.12	0.02	0.03
Առավելագույն	2.61	14.94	2.83	2.56
Միջին	0.37	1.05	0.20	0.18

Ծանուցում. *«–»՝ տվյալներ չկան:*



Նկար 29. Երևան ք.-ի ձյան (Ձախ) և տերևների (աջ) փոշու ծանրաբեռնվածության տարածական բաշխվածության քարտեզ-սխեմա



Նկար 30. Երևան ք-ի ձյան (Ձախ) և տերևների (Աջ) փոշում ԾՄ գումարային ծանրաբեռնվածության տարածաբաշխման քարտեզ-սխեմա

Աղյուսակ 15

Նմուշներում դիտված առանձին տարրերի մակարդակներն ըստ առավելագույն քանակի (%)

I_{geo} մակարդակները	Ամառ	Ձմեռ
$I_{geo} \leq 0$	Ni, Cr, Cu	Ni, Co, As, Cd
$0 < I_{geo} \leq 1$	As	-
$1 < I_{geo} \leq 2$	Co, As, Zn	Zn, Cu, Pb
$2 < I_{geo} \leq 3$	Pb	Ag, Hg
$3 < I_{geo} \leq 4$	Ag, Mo	Pb
$4 < I_{geo} \leq 5$	Cd, Hg	-
$5 > I_{geo}$	Cd	Mo

Ձմռանը երկրաքիմիական շարքի առաջին տեղը հիմնականում (նմուշների 65.2%) պատկանում է Mo-ին, որի հետ միասին Hg, Pb, Ag, Cd, Cu-ը հանդիսանում են առաջնային աղտոտիչներ՝ շարքերում պահպանելով առաջնային դիրքեր: Իսկ ամռանը շարքերի I-ին տեղը հիմնականում (նմուշների 52%) պատկանում է Cd-ին, շարքերում սկզբնական դիրքեր գրավում են Hg, Mo, Ag-ը: Հարկ է նշել, որ միջին, նվազագույն և առավելագույն պարունակությունների դեպքում ամռանը և ձմռանը շարքերի I-ին տեղում Mo-նն է, որին հաջորդում են Pb, Cd, Ag-ը որոշակի դիրքային փոփոխություններով:

Ըստ ԱԳԳ մակարդակների ձմռանը նմուշների 50%-ը բնութագրվում է աղտոտման ցածր մակարդակով, իսկ ամռանը գերակայում է աղտոտման բարձր մակարդակը (նմուշների 36%) *(աղ. 18, նկ. 33, 34)*:

Սանիտարահիգիենիկ ցուցանիշների համեմատությունից երևում է *(աղ. 19)*, որ ՍԹԿ գերազանցում չի գրանցվել ամռանը Ni-ի, իսկ ձմռանը Cr-ի համար: Ակնհայտ գերազանցումների թվով առանձնանում է Cd-ը ամռանը, իսկ ձմռանը՝ Pb-ը: Zn, Cu, As-ի դեպքում երկու միջավայրում էլ մոտ տոկոսային նիշեր են դիտվում *(աղ. 18)*:

Ընդհանուր առմամբ, ձյան փոշու սանիտարահիգիենիկ շարքերի թե՛ որակական, և թե՛ քանակական ցուցանիշները խիստ փոփոխվում են: Ձյան փոշու 54.2% նմուշներում առաջնային դիրքեր զբաղեցվում են Cd, Pb կամ Zn-ը, իսկ տերևների փոշու 88%-ում՝ գերակայում է Cd-ը *(աղ. 19)*: Ըստ ԿՀՑ-ի *(նկ. 34)* ամռանը հիմնականում արձանագրվում է ավելի բարձր ԿՀՑ, քան ձմռանը: Ձմռանը նմուշների հիմնական մասը (58%) բնութագրվում է թույլատրելի մակարդակով, իսկ ամռանը՝ միջին (նմուշների 40%):

Հարկ է նշել, որ նմուշառման 8 հենակետերում (35 %) ձյան և տերևների փոշում

Աղյուսակ 16

Տերևների և ձյան փոշում ծանր մետաղների I_{geo} արժեքները՝

ըստ առանձին մակարդակների

Նմուշի համար	Միջավայր	Ni	Co	As	Ag	Hg	Cr	Pb	Mo	Cd	Zn	Cu
1	Տերև	-0.4	1.30	2.33	5.19	4.06	-0.9	0.85	2.99	4.11	1.65	0.92
	Ձյուն	-1.21	-2.9	-6.31	1.55	2.08	-4.42	0.66	1.75	0.20	-0.19	0.73
2	Տերև	-0.3	1.36	4.82	4.07	3.39	-0.2	1.54	6.07	4.23	0.64	1.15
	Ձյուն	-2.0	-2.57	-	2.51	1.13	-3.4	2.52	2.36	-2.24	0.96	0.70
3	Տերև	-0.5	1.84	8.24	3.58	4.26	-1.11	3.91	5.41	3.82	1.31	2.26
	Ձյուն	-1.44	-3.1	-	1.23	2.69	-3.61	2.67	2.87	-2.76	0.44	1.27
4	Տերև	-1.29	-1.63	0.89	3.04	2.84	-1.33	2.61	4.28	4.85	1.31	2.82
	Ձյուն	-0.1	3.87	3.01	6.58	5.26	-5.91	3.60	5.11	5.81	1.71	2.66
5	Տերև	-0.31	2.10	0.14	5.31	6.54	-1.59	1.16	5.12	6.25	2.11	3.66
	Ձյուն	0.92	-2.49	2.82	6.09	3.84	-1.78	3.85	6.55	6.64	2.55	1.94
6	Տերև	-0.5	2.04	1.35	4.16	5.50	-1.15	3.23	13.19	5.47	0.76	3.55
	Ձյուն	0.77	-0.5	4.59	6.92	6.38	-2.9	5.39	13.28	4.89	2.00	4.37
7	Տերև	-1.08	1.33	-3.9	3.00	4.17	-1.52	2.75	3.14	4.78	1.14	1.00
	Ձյուն	-0.8	-2.22	-	2.75	3.24	-3.12	3.19	1.97	-2.30	1.10	2.37
8	Տերև	-0.9	1.59	1.01	2.06	2.73	-1.19	2.44	-0.77	7.06	0.98	2.40
	Ձյուն	0.25	-2.43	3.27	4.70	0.23	-4.81	2.34	4.83	6.93	1.00	3.97
9	Տերև	-1.34	-1.73	-0.5	3.18	4.42	-1.05	0.92	3.79	5.15	1.44	3.61
	Ձյուն	0.07	-2.01	-	2.31	-0.9	-2.9	2.72	3.72	-1.58	2.67	2.81
10	Տերև	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Ձյուն	-0.61	-3.22	-	-0.11	0.46	-4.8	1.46	3.67	-4.55	-0.9	3.58
11	Տերև	-0.7	1.66	0.98	3.03	5.51	-1.26	2.10	2.93	4.34	0.70	2.56
	Ձյուն	-0.9	-3.4	-10.0	1.37	2.64	-4.4	1.56	4.35	-4.17	0.05	1.77
12	Տերև	-0.9	1.29	1.25	3.35	3.50	-1.32	1.17	2.78	4.48	0.69	0.61
	Ձյուն	-1.11	-2.31	-	-0.18	0.91	-4.16	1.65	3.16	-3.38	0.39	0.23
13	Տերև	-0.9	1.41	-3.9	2.27	0.23	-1.24	1.32	2.49	4.40	0.83	0.84
	Ձյուն	-0.14	-3.5	-	0.08	0.97	-5.4	1.17	4.24	-4.35	-0.5	-0.91
14	Տերև	0.07	1.06	2.13	3.31	4.48	-0.8	2.59	3.93	3.75	1.30	2.16
	Ձյուն	0.53	-2.10	-	2.54	2.58	-1.88	3.06	5.41	-1.79	1.13	1.24
15	Տերև	-0.4	1.75	1.78	6.35	0.23	-0.61	1.71	4.03	10.71	1.72	2.74
	Ձյուն	0.07	-2.07	-	2.92	3.99	-2.1	4.35	5.65	-0.84	2.50	1.94
16	Տերև	-1.01	1.90	0.46	4.65	0.23	-1.11	2.07	4.03	4.78	1.84	1.16
	Ձյուն	-0.9	-6.4	-	-0.4	2.51	-4.13	6.93	3.90	-3.66	-0.5	-1.30
17	Տերև	-0.8	-5.61	0.68	3.27	4.97	-1.11	2.30	3.21	5.05	1.95	3.40
	Ձյուն	-1.11	-2.35	4.43	3.91	0.23	-5.4	1.66	2.92	6.29	0.68	2.61
18	Տերև	-0.7	1.76	3.15	6.14	5.75	-1.15	2.58	1.77	7.64	2.12	2.12
	Ձյուն	-0.9	-2.15	-	5.52	0.23	-5.72	2.93	4.08	6.02	1.65	4.36
19	Տերև	-0.41	1.78	1.27	4.66	5.62	-0.9	2.30	1.72	5.18	1.47	2.95
	Ձյուն	-1.16	-2.52	-	2.42	2.10	-3.3	1.98	2.72	-2.30	1.31	1.13
20	Տերև	-0.4	-7.9	-2.0	2.96	5.77	-0.4	1.40	3.09	5.35	1.55	1.17
	Ձյուն	0.21	-1.96	-4.9	1.60	2.76	-1.48	3.05	4.81	-2.89	1.05	1.57
21	Տերև	-0.9	1.59	-4.9	2.79	0.23	-1.46	1.71	3.51	4.44	0.76	0.20
	Ձյուն	-0.1	-2.9	-	1.94	1.19	-2.6	2.63	4.77	-2.51	0.97	1.19
22	Տերև	-1.56	1.05	-4.9	2.72	0.23	-2.21	0.75	2.55	3.10	0.21	0.07
	Ձյուն	0.33	-4.4	-	3.46	5.53	-2.1	3.98	6.37	-1.32	1.62	4.95

Աղյուսակ 16

շարունակություն

23	Տերև	-0.4	1.96	1.8	2.46	4.79	-0.7	2.14	3.25	5.52	1.39	3.20
	Ձյուն	-1.10	-4.25	-4.9	1.14	-1.35	-3.91	1.60	3.43	-3.01	-0.2	-0.8
24	Տերև	-0.5	1.73	0.20	2.89	3.00	0.49	1.44	3.91	4.59	0.15	0.00
	Ձյուն	0.04	-2.76	-	2.18	4.00	-2.75	3.07	5.17	-1.32	1.03	1.01
25	Տերև	-0.8	1.75	0.04	2.28	0.23	-1.69	2.15	0.93	-2.41	0.13	0.38
	Ձյուն	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
26	Տերև	-0.3	1.68	1.65	3.13	3.83	-1.71	1.88	3.97	3.85	0.56	0.81
	Ձյուն	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Նվազ.	Տերև	-1.5	-7.9	-4.9	2.06	0.23	-2.2	0.75	-0.77	-2.41	0.13	0.00
	Ձյուն	-2.0	-6.4	-10	-0.4	-1.3	-5.9	0.66	1.75	-4.5	-0.8	-1.3
Միջին	Տերև	-0.7	0.68	0.56	3.59	3.46	-1.1	1.96	3.65	4.82	1.15	1.83
	Ձյուն	-0.4	-2.4	-0.5	2.69	2.25	-3.6	2.87	4.64	-0.2	0.95	1.84
Առավել.	Տերև	0.07	2.10	8.24	6.35	6.54	0.49	3.91	13.19	10.71	2.12	3.66
	Ձյուն	0.92	3.87	4.59	6.92	6.38	-1.5	6.93	13.28	6.93	2.67	4.95

Ծանուցում. «-»՝ տվյալներ չկան, վանդակները ներկվել են համապատասխան I_{geo} մակարդակների

ոչ աղտոտված | ոչ աղտոտվածից չափավոր | չափավոր | չափավորից խիստ | խիստ | խստից չափազանց | չափազանց

Աղյուսակ 17

Ընդհանուր նմուշների մեջ տարրերի ֆոնային գերազանցումների քանակը (%)

Տարր	Ամառ	Ձմեռ	Տարր	Ամառ	Ձմեռ
	Նմուշների քանակություն (%)			Նմուշների քանակություն (%)	
Co	84%	8.3%	Hg	100%	91.7%
As	80%	20.8%	Cr	12%	-
Ag	100%	100%	Mo	96%	100%
Pb	100%	100%	Cd	96%	29.2%
Zn	100%	95.8%	Ni	48%	50%
Cu	100%	87.5%	-		

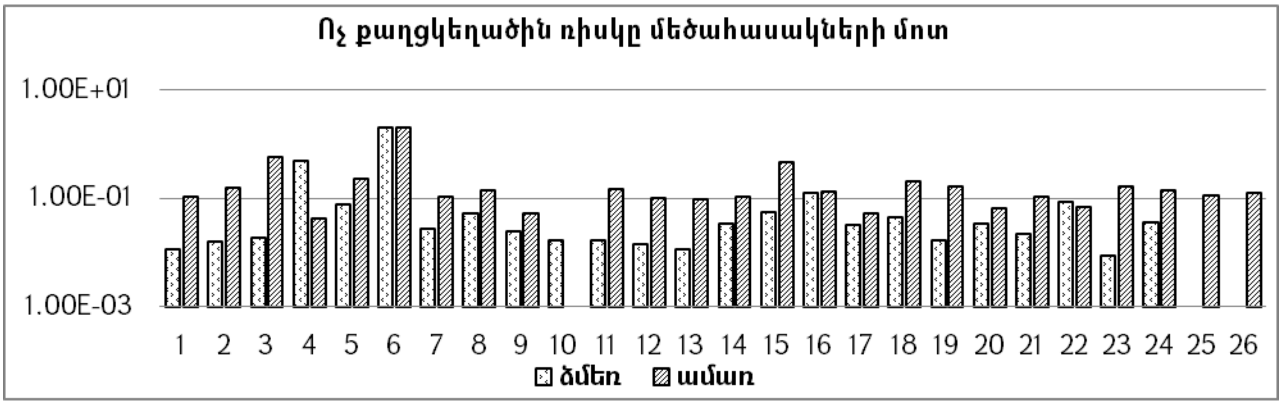
Աղյուսակ 18

Նմուշներում տարրերի ՍԹԿ գերազանցումների քանակը (%)

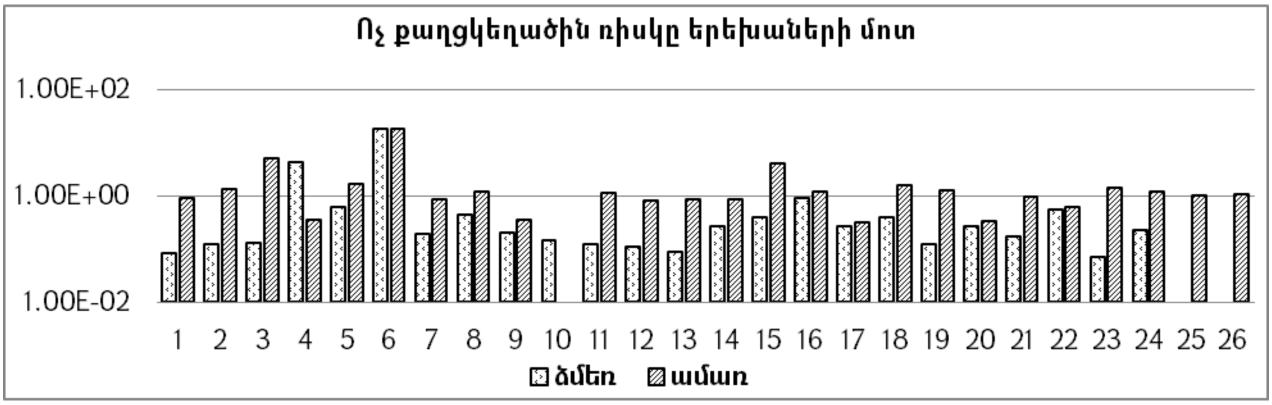
Տարր	Ամառ	Ձմեռ	Տարր	Ամառ	Ձմեռ
	Նմուշների քանակություն (%)			Նմուշների քանակություն (%)	
Ni	-	4%	Mo	8%	17%
As	8%	8%	Cd	96%	25%
Hg	4%	1%	Zn	60%	62%
Cr	12%	-	Cu	64%	67%
Pb	8%	29%	-		

գրանցված ԿՀՑ աղտոտման մակարդակները համընկնում են, ընդ որում 1-ին, 12-րդ, 13-րդ, 14-րդ և 21-րդ հենակետերում գրանցվում է I, թույլատրելի, 16-րդ հենակետում՝ II, ցածր, 8-րդ հենակետում՝ III, միջին և 6-րդ հենակետում՝ IV, աղտոտման չափազանց բարձր մակարդակներ:

Տարբեր միջավայրերում հաշվարկված առողջական ռիսկերի համեմատությունը ցույց տվեց, որ ամռանը երեխաների և մեծահասակների համար ոչ քաղցկեղածին առողջական ռիսկը ավելի մեծ է քան ձմռանը *(նկ. 31, 32)*: Ավելին, ամռանը ռիսկը պայմանավորվում է ավելի շատ թվով տարրերով (Mo, Cd, Co, As), քան ձմռանը (Mo, Co)՝ բնականաբար երեխաների մոտ առանձնանալով ավելի բարձր արժեքներով *(նկ. 35)*: Եվ՛ մեծահասակների, և՛ երեխաներ համար ինչպես ամռանը, այնպես էլ ձմռանը ազդեցության հիմնական ուղին կլանումն է, որին հաջորդում է մաշկը և շնչառությունը:



Նկար 31. Ոչ քաղցկեղածին ռիսկը տարբեր սեզոններին մեծահասկների մոտ



Նկար 32. Ոչ քաղցկեղածին ռիսկը տարբեր սեզոններին երեխաների մոտ

Քաղցկեղածին ռիսկ և՛ ամռանը, և՛ ձմռանը գրանցվել է Cr և As-ի դեպքում՝ կլանման ուղուց: Cr-ից քաղկեղածին ռիսկ առկա է ամռանը գրեթե բոլոր նմուշներում (96%), իսկ ձմռանը 1 նմուշում (4%): Անհրաժեշտ է նշել, որ ամռանը և ձմռանը փոշում ծանր մետաղներից գրանցված առողջական ռիսկերի գումարային պատկերը բերում է միայն գոյություն ունեցող ռիսկերի արժեքի մեծության, սակայն նոր ռիսկեր այլ մետաղներից չի առաջացնում *(հավելված, աղ. 8. 9)*:

Աղյուսակ 19

Տերևների և ձյան փոշու ԱԳԳ, ԿՀՑ, ՓԾ արժեքները և երկրաքիմիական և սանիտարահիգիենիկ շարքերը

Նմուշի համար	**Միջա-վայր**	**Երկրաքիմիական շարքեր**	**ԱԳԳ**	**Սանիտարահիգիենիկ շարքեր**	**ԿՀՑ**	**ՓԾ**
1	Տերև	$Ag_{(54.6)}-Cd_{(25.9)}-Hg_{(25)}-Mo_{(11.9)}-As_{(7.56)}-Zn_{(4.69)}-Co_{(3.69)}-Cu_{(2.83)}-Pb_{(2.7)}-Ni_{(1.1)}$	131	$Cd_{(4.0)}-Zn_{(1.7)}$	8.7	265
	Ձյուն	$Hg_{(6.35)}-Mo_{(5.06)}-Ag_{(4.38)}-Cu_{(2.49)}-Pb_{(2.36)}-Cd_{(1.72)}-Zn_{(1.3)}$	18	-	-	128
2	Տերև	$Mo_{(101)}-As_{(42.33)}-Cd_{(28.18)}-Ag_{(25.17)}-Hg_{(15.7)}-Pb_{(4.36)}-Co_{(3.85)}-Cu_{(3.32)}-Zn_{(2.34)}-Cr_{(1.3)}-Ni_{(1.24)}$	219	$Cd_{(4.4)}-As_{(2.9)}-Mo_{(1.3)}-Cr.Cu_{(1.0)}$	12.4	632
	Ձյուն	$Pb_{(8.58)}-Ag_{(8.54)}-Mo_{(7.68)}-Hg_{(3.29)}-Zn_{(2.92)}-Cu_{(2.44)}$	28	$Zn_{(1.0)}$	2.8	458
3	Տերև	$As_{(453.54)}-Mo_{(63.68)}-Hg_{(28.8)}-Pb_{(22.6)}-Cd_{(21.23)}-Ag_{(17.97)}-Cu_{(7.17)}-Co_{(5.36)}-Zn_{(3.72)}-Ni_{(1.07)}$	616	$As_{(31.3)}>Cd_{(3.3)}$	41.8	303
	Ձյուն	$Mo_{(11)}-Hg_{(9.71)}-Pb_{(9.5)}-Cu_{(3.6)}-Ag_{(3.52)}-Zn_{(2.04)}$	34	$Cu_{(1.1)}$	34	179
4	Տերև	$Cd_{(43.3)}-Mo_{(29.2)}-Ag_{(12.3)}-Hg_{(10.71)}-Cu_{(10.57)}-Pb_{(9.14)}-Zn_{(3.71)}-As_{(2.78)}$	115	$Cd_{(6.8)}-Cu_{(3.2)}-Zn_{(1.3)}$	13.3	716
	Ձյուն	$Ag_{(143.9)}>Cd_{(84.1)}-Hg_{(57.6)}-Mo_{(51.9)}-Co_{(21.9)}-Pb_{(18.2)}-Cu_{(9.51)}-Zn_{(4.91)}-Ni_{(1.44)}$	385	$Cd_{(13.1)}>Cu_{(2.9)}-Zn_{(1.7)}-Pb_{(1.3)}$	385	130
5	Տերև	$Hg_{(139.4)}-Cd_{(114.4)}-Ag_{(59.5)}-Mo_{(52.27)}-Cu_{(18.93)}-Zn_{(6.47)}-Co_{(6.45)}-Pb_{(3.35)}-As_{(1.65)}-Ni_{(1.21)}$	395	$Cd_{(17.8)}>Cu_{(5.7)}-Zn_{(2.3)}-Hg_{(1.1)}$	28.9	110
	Ձյուն	$Cd_{(149.27)}-Mo_{(140.8)}-Ag_{(102.2)}-Pb_{(21.61)}-Hg_{(21.47)}-Zn_{(8.78)}-Cu_{(5.74)}-Ni_{(2.84)}$	446	$Cd_{(23.3)}>Zn_{(3.1)}-Mo_{(1.9)}-Cu_{(1.7)}-Pb_{(1.6)}-Ni_{(1.1)}$	33.2	301
6	Տերև	$Mo_{(13974.9)}-Hg_{(68)}-Cd_{(66.27)}-Ag_{(26.89)}-Cu_{(17.55)}-Pb_{(14.05)}-Co_{(6.2)}-As_{(3.8)}-Zn_{(2.54)}-Ni_{(1.02)}$	14172	$Mo_{(185.3)}>Cd_{(10.3)}>Cu_{(5.3)}-Co_{(1.9)}-Pb_{(1.0)}$	204.6	583
	Ձյուն	$Mo_{(14920.9)}>>Ag_{(181.8)}-Hg_{(125.1)}-Pb_{(62.8)}-Cd_{(44.3)}-Cu_{(31)}-Zn_{(5.9)}-Ni_{(2.5)}-Co_{(1)}$	15368	$Mo_{(197.8)}>>Cu_{(9.4)}-Cd_{(6.9)}-Pb_{(4.6)}-As_{(2.5)}-Zn_{(2.1)}-Hg_{(1.0)}$	223.1	92
7	Տերև	$Cd_{(41.16)}-Hg_{(27.06)}-Mo_{(13.24)}-Ag_{(12)}-Pb_{(10.09)}-Co_{(3.76)}-Zn_{(3.31)}-Cu_{(3)}$	107	$Cd_{(6.4)}-Zn_{(1.2)}$	10.3	595
	Ձյուն	$Hg_{(14.18)}-Pb_{(13.72)}-Ag_{(10.09)}-Cu_{(7.73)}-Mo_{(5.88)}-Zn_{(3.2)}$	50	$Cu_{(2.3)}-Zn_{(1.1)}-Pb_{(1.0)}$	5.2	65
8	Տերև	$Cd_{(200.57)}-Hg_{(9.94)}-Pb_{(8.14)}-Cu_{(7.89)}-Ag_{(6.25)}-Co_{(4.5)}-As_{(3)}-Zn_{(2.96)}$	236	$Cd_{(31.3)}>Cu_{(2.4)}-Zn_{(1.1)}$	36.5	288
	Ձյուն	$Cd_{(182.49)}-Mo_{(42.59)}-Ag_{(38.86)}-Cu_{(23.55)}-Pb_{(7.59)}-Zn_{(3.01)}-Ni_{(1.79)}-Hg_{(1.76)}$	295	$Cd_{(28.5)}>Cu_{(7.1)}-Zn_{(1.1)}$	38.5	106
9	Տերև	$Cd_{(53.1)}-Hg_{(32.1)}-Mo_{(20.82)}-Cu_{(18.37)}-Ag_{(13.6)}-Zn_{(4.06)}-Pb_{(2.84)}-As_{(1.1)}$	139	$Cd_{(8.3)}-Cu_{(5.6)}-Zn_{(1.4)}$	16.9	779

Աղյուսակ 19

շարունակություն

	Ձյուն	$Mo_{(19.8)}-Cu_{(10.53)}-Pb_{(9.89)}-Zn_{(9.56)}-Ag_{(7.45)}-Ni_{(1.57)}$	54	$Zn_{(3.4)}-Cu_{(3.2)}$	8.4	523
10	Տերև	-		-	-	-
	Ձյուն	$Mo_{(19.14)}-Cu_{(17.94)}-Pb_{(4.12)}-Hg_{(2.06)}-Ag_{(1.4)}$	42	$Cu_{(5.4)}$	6.7	2072
11	Տերև	$Hg_{(68.18)}-Cd_{(30.39)}-Ag_{(12.23)}-Mo_{(11.4)}-Cu_{(8.83)}-Pb_{(6.44)}-Co_{(4.73)}-As_{(2.97)}-Zn_{(2.43)}$	140	$Cd_{(4.7)}-Cu_{(2.7)}$	10.5	570
	Ձյուն	$Mo_{(30.68)}-Hg_{(9.35)}-Cu_{(5.1)}-Pb_{(4.41)}-Ag_{(3.87)}-Zn_{(1.55)}$	50	$Cu_{(1.6)}$	3.3	674
12	Տերև	$Cd_{(33.36)}-Hg_{(16.94)}-Ag_{(15.28)}-Mo_{(10.27)}-Co_{(3.67)}-As_{(3.57)}-Pb_{(3.37)}-Zn_{(2.42)}-Cu_{(2.29)}$	83	$Cd_{(5.2)}$	8.3	750
	Ձյուն	$Mo_{(13.36)}-Pb_{(4.7)}-Hg_{(2.82)}-Zn_{(1.97)}-Cu_{(1.76)}-Ag_{(1.32)}$	21	-	-	1457
13	Տերև	$Hg_{(33.59)}-Mo_{(22.79)}-Cd_{(20.14)}-Ag_{(14.86)}-Pb_{(9.01)}-Cu_{(6.69)}-As_{(6.56)}-Zn_{(3.68)}-Co(_{3.13)}-Ni_{(1.57)}$	55	$Cd_{(4.9)}$	7.9	913
	Ձյուն	$Mo_{(28.3)}-Pb_{(3.37)}-Hg_{(2.94)}-Ag_{(1.59)}-Ni_{(1.36)}-Zn_{(1.06)}$	34	-		469
14	Տերև	$Hg_{(33.59)}-Mo_{(22.79)}-Cd_{(20.14)}-Ag_{(14.86)}-Pb_{(9)}-Cu_{(6.69)}-As_{(6.56)}-Zn_{(3.68)}-Co_{(3.13)}-Ni_{(1.57)}$	113	$Cd_{(3.1)}-Cu_{(2.0)}-Zn_{(1.3)}$	9.4	268
	Ձյուն	97 $Mo_{(63.7)}-Pb_{(12.52)}-Hg_{(8.94)}-Ag_{(8.69)}-Cu_{(3.55)}-Zn_{(3.29)}-Ni_{(2.17)}$	97	$Zn_{(1.2)}-Cu_{(1.1)}$	5.3	254
15	Տերև	$Cd_{(2510.99)}-Ag_{(122.5)}-Mo_{(24.5)}-Cu_{(10)}-As_{(5.16)}-Co_{(5.05)}-Zn_{(4.94)}-Pb_{(4.89)}-Hg_{(1.76)}-Ni_{(1.15)}$	2682	398.8 $Cd_{(391.7)}>>Cu_{(3.0)}-Zn_{(1.8)}$	398.8	492
	Ձյուն	$Mo_{(75.54)}-Pb_{(30.6)}-Hg_{(23.76)}-Ag_{(11.35)}-Zn_{(8.48)}-Cu_{(5.76)}-Ni_{(1.57)}$	151	$Zn_{(3.0)}-Pb_{(2.3)}-Cu_{(1.7)}-Mo_{(1.0)}$	9.2	145
16	Տերև	$Cd_{(41.3)}-Ag_{(37.6)}-Mo_{(24.59)}-Pb_{(6.28)}-Co_{(5.61)}-Zn_{(5.39)}-Cu_{(3.35)}-As_{(2.1)}-Hg_{(1.76)}$	120	$Cd_{(6.4)}-Zn_{(1.9)}-Co_{(1.8)}-Cu_{(1.0)}$	11.2	183
	Ձյուն	$Pb_{(182.6)}-Mo_{(22.47)}-Hg_{(8.53)}-Ag_{(1.16)}-Zn_{(1.06)}$	212	$Pb_{(13.5)}$	14.8	245
17	Տերև	$Cd_{(49.57)}-Hg_{(47.06)}-Cu_{(15.86)}-Ag_{(14.46)}-Mo_{(13.84)}-Pb_{(7.37)}-Zn_{(5.78)}-As_{(2.39)}$	149	$Cd_{(7.7)}-Cu_{(4.8)}-Zn_{(2.1)}$	16.8	698
	Ձյուն	$Cd_{(117.45)}-Ag_{(22.47)}-Mo_{(11.37)}-Cu_{(9.18)}-Pb_{(4.73)}-Zn_{(2.39)}-Hg_{(1.76)}$	163	$Cd_{(18.3)}>Cu_{(2.8)}-As_{(2.2)}$	22.8	425
18	Տերև	$Cd_{(299.5)}-Ag_{(105.66)}-Hg_{(80.59)}-As_{(13.33)}-Pb_{(8.95)}-Zn.Cu_{(6.52)}-Mo.Co_{(5.1)}$	523	$Cd_{(46.7)}>Zn_{(2.3)}-Cu_{(2.0)}$	54.2	259
	Ձյուն	$Cd_{(97.45)}-Ag_{(68.76)}-Cu_{(30.78)}-Mo_{(25.4)}-Pb_{(11.4)}-Zn_{(4.69)}-Hg_{(1.76)}$	234	$Cd_{(15.2)}>Cu_{(9.3)}-Zn_{(1.7)}$	27.7	96
19	Տերև	$Hg_{(73.89)}-Cd_{(54.2)}-Ag_{(37.88)}-Cu_{(11.57)}-Pb_{(7.36)}-Co_{(5.17)}-Mo_{(4.95)}-Zn_{(4.15)}-As_{(3.6)}-Ni_{(1.13)}$	195	$Cd_{(6.5)}-Cu_{(4.1)}-Zn_{(1.3)}$	15.9	564
	Ձյուն	$Mo_{(9.85)}-Ag_{(8.02)}-Hg_{(6.4)}-Pb_{(5.91)}-Zn_{(3.72)}-Cu_{(3.28)}$	32	$Zn_{(1.3)}$	3.4	626
20	Տերև	$Hg_{(82.21)}-Cd_{(61.4)}-Mo_{(12.8)}-Ag_{(11.7)}-Zn_{(4.4)}-Pb_{(3.96)}-Cu_{(3.39)}-Cr_{(1.29)}-Ni_{(1.1)}$	174	$Cd_{(9.6)}-Zn_{(1.6)}-Cu.Cr_{(1.0)}$	14.7	444
	Ձյուն	$Mo_{(41.95)}-Pb_{(12.4)}-Hg_{(10.17)}-Ag_{(4.55)}-Cu_{(4.46)}-Zn_{(3.1)}-Ni_{(1.73)}$	72	$Cu_{(1.4)}-Zn_{(1.1)}$	5.1	150
21	Տերև	$Cd_{(32.7)}-Mo_{(17.03)}-Ag_{(10.38)}-Pb_{(4.9)}-Co_{(4.5)}-Zn_{(2.55)}-Hg_{(1.76)}-Cu_{(1.72)}$	69	$Cd_{(5.1)}$	7.9	253
	Ձյուն	$Mo_{(40.9)}-Pb_{(9.27)}-Ag_{(5.76)}-Cu.\ Hg_{(3.4)}-Zn_{(2.94)}-Ni_{(1.4)}$	61	$Zn.Cu_{(1.0)}$	4.1	104
22	Տերև	$Cd_{(12.85)}-Ag_{(9.88)}-Mo_{(8.78)}-Co_{(3.1)}-Pb_{(2.52)}-Hg_{(1.76)}-Zn_{(1.73)}-Cu_{(1.57)}$	35	$Cd_{(2.0)}$	3.9	722

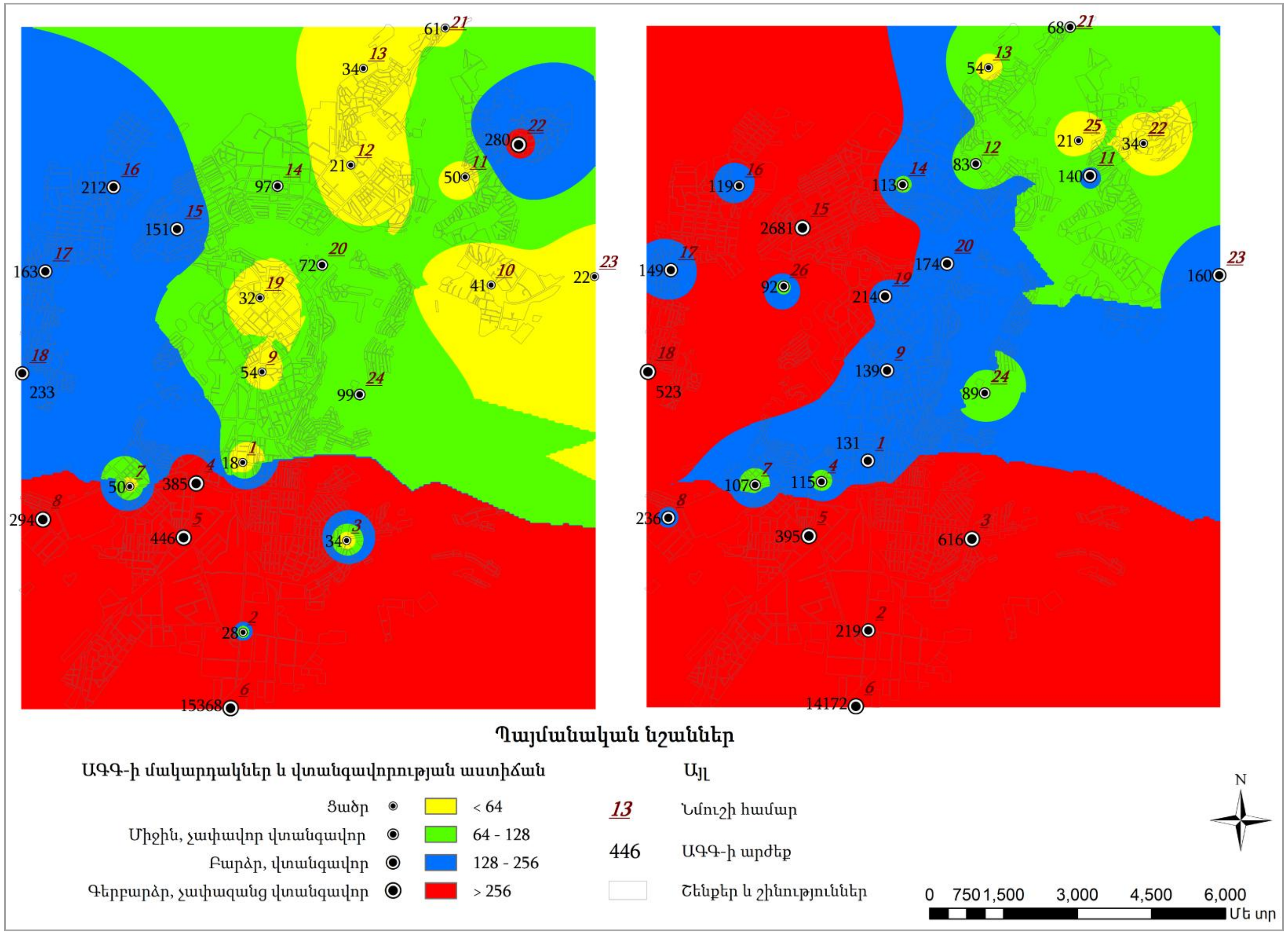
Աղյուսակ 19

Շարունակություն

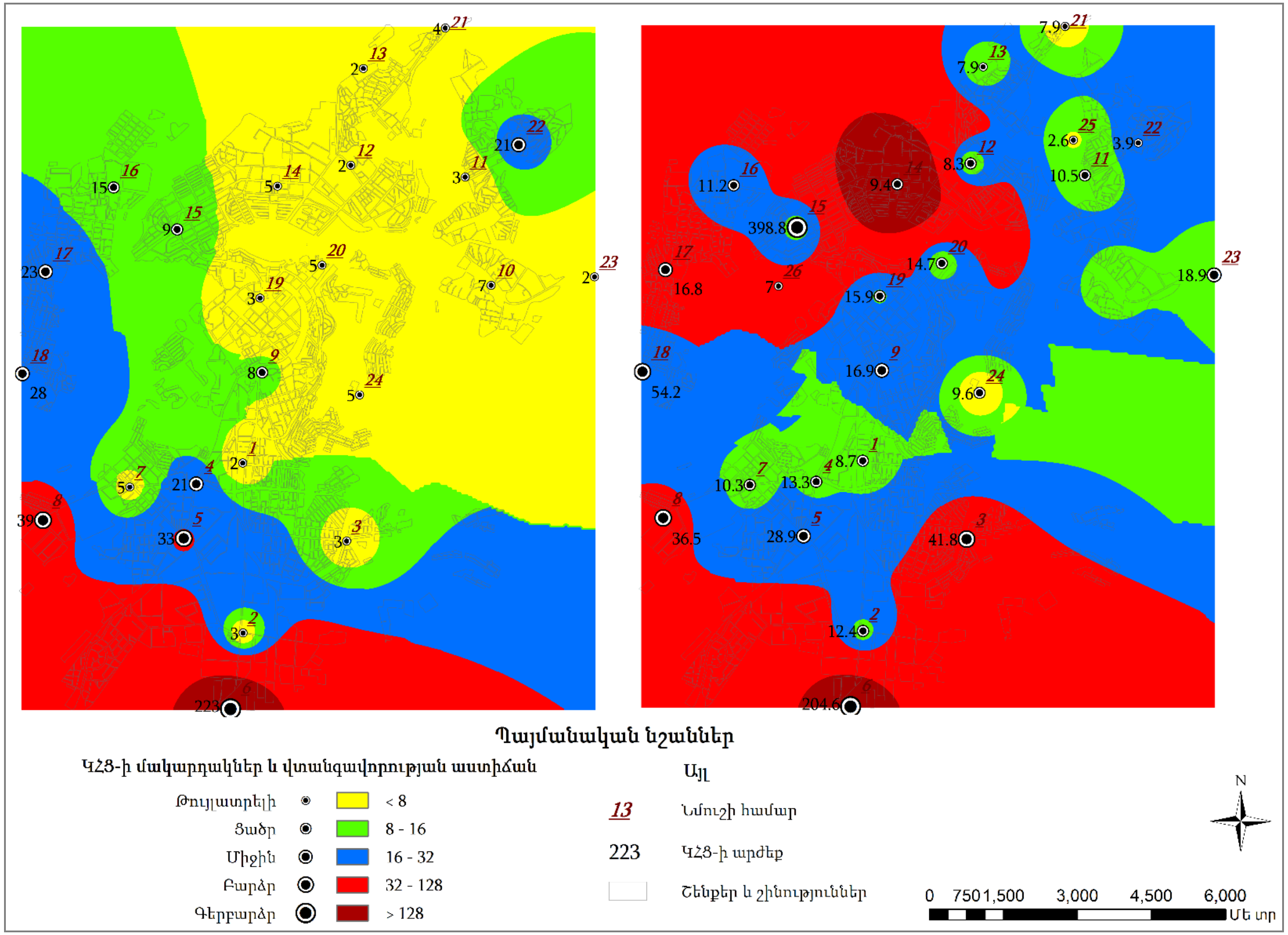
	Ջյուն	Mo$_{(123.9)}$-Hg$_{(69.23)}$-Cu$_{(46.3)}$-Pb$_{(23.69)}$–Ag$_{(16.5)}$–Zn$_{(4.6)}$-Ni$_{(1.89)}$	280	Cu$_{(14.0)}$>Pb$_{(1.7)}$–Mo.Zn$_{(1.6)}$	20.7	38
23	Տերև	Cd$_{(68.9)}$–Hg$_{(41.4)}$-Mo$_{(14.2)}$–Cu$_{(13.79)}$–Ag$_{(8.25)}$-Pb$_{(6.6)}$-Co$_{(5.8)}$-As$_{(5.08)}$-Zn$_{(3.94)}$-Ni$_{(1.12)}$	160	Cd$_{(10.7)}$>Cu$_{(4.2)}$–Zn$_{(1.4)}$	18.9	624
	Ջյուն	Mo$_{(16.18)}$–Pb$_{(4.54)}$-Ag$_{(3.32)}$-Zn$_{(1.3)}$	22	-	-	413
24	Տերև	Cd$_{(36.1)}$–Mo$_{(22.47)}$-Hg$_{(12)}$-Ag$_{(11.1)}$–Co$_{(4.98)}$–Pb$_{(4.06)}$-Cr$_{(2.1)}$-As$_{(1.73)}$-Zn$_{(1.66)}$-Cu$_{(1.5)}$-Ni$_{(1.1)}$	89	Cd$_{(5.6)}$–Cr$_{(1.7)}$	9.6	353
	Ջյուն	Mo$_{(53.9)}$–Hg$_{(23.9)}$-Pb$_{(12.56)}$–Ag$_{(6.82)}$–Zn$_{(3.07)}$–Cu$_{(3.02)}$-Ni$_{(1.54)}$	99	Zn$_{(1.1)}$	4.7	49
25	Տերև	Ag$_{(7.28)}$-Pb$_{(6.65)}$–Co$_{(5.04)}$–Mo$_{(2.86)}$-Cu$_{(1.95)}$-Hg$_{(1.76)}$-Zn$_{(1.65)}$-As$_{(1.54}$	22	-	-	223
	Ջյուն	-		-		-
26	Տերև	Ag$_{(65.7)}$–Mo$_{(34.3)}$>Co$_{(7.5)}$–Cu$_{(1.8)}$–Zn$_{(1.7)}$–Ni$_{(1.0)}$	92	Cd$_{(3.4)}$	7	194
	Ջյուն	-		-	-	-
Նվազ.	Տերև	Ag$_{(6.3)}$– Pb$_{(2.5)}$– Hg$_{(1.8)}$–Zn$_{(1.7)}$–Cu$_{(1.5)}$	15.2	-	-	110
	Ջյուն	Mo$_{(657.6)}$-Cd$_{(28.4)}$-Ag$_{(27.8)}$-Pb$_{(20)}$-Hg$_{(17)}$-Cu$_{(9.7)}$-Zn$_{(3.6)}$-Ni$_{(1.2)}$	8.6	-		38
Առավել.	Տերև	Mo$_{(13974.9)}$>Cd$_{(2510.9)}$>As$_{(453.5)}$–Hg$_{(139.4)}$–Ag$_{(122.5)}$>Pb$_{(22.6)}$–Cu$_{(18.9)}$>Zn$_{(6.5)}$–Co$_{(6.5)}$–Cr$_{(2.1)}$–Ni$_{(1.6)}$	17258	Cd$_{(391.72)}$-Mo$_{(185.27)}$-As$_{(31.29)}$-Cu$_{(5.74)}$-Zn$_{(2.32)}$-Pb$_{(1.67)}$-Cr$_{(1.66)}$-Hg$_{(1.13)}$	621	913
	Ջյուն	Mo$_{(5.1)}$-Pb$_{(2.4)}$-Ag$_{(1.2)}$-Zn,Cu,Hg	15709	Mo$_{(197.8)}$-Cd$_{(28.47)}$-Cu$_{(14.04)}$-Pb$_{(13.48)}$-Co$_{(6.85)}$-Zn$_{(3.4)}$-Ni$_{(1.08)}$-Hg$_{(1)}$	268	2072
Միջին.	Տերև	Mo$_{(579.8)}$–Cd$_{(155.9)}$>Hg$_{(33.5)}$–Ag$_{(26.8)}$–As$_{(22.8)}$>Cu$_{(7.4)}$–Pb$_{(6.7)}$–Co$_{(4.0)}$–Zn$_{(3.6)}$	842	Cd$_{(24.33)}$-Mo$_{(7.69)}$-Cu$_{(2.23)}$-As$_{(1.57)}$-Zn$_{(1.28)}$	39	471
	Ջյուն	Mo$_{(14920.9)}$-Pb$_{(182.6)}$-Cd$_{(182.5)}$-Ag$_{(181.9)}$-Hg$_{(125.1)}$-Cu$_{(46.3)}$-As$_{(36.1)}$-Co$_{(21.9)}$-Zn$_{(9.6)}$-Ni$_{(2.8)}$	778	Mo$_{(8.72)}$-Cd$_{(4.43)}$-Cu$_{(2.95)}$-Pb$_{(1.48)}$	19	383

Ծանուցում. «-» տվյալներ չկան, վանդակները ներկված են համաձայն աղտոտման մակարդակների

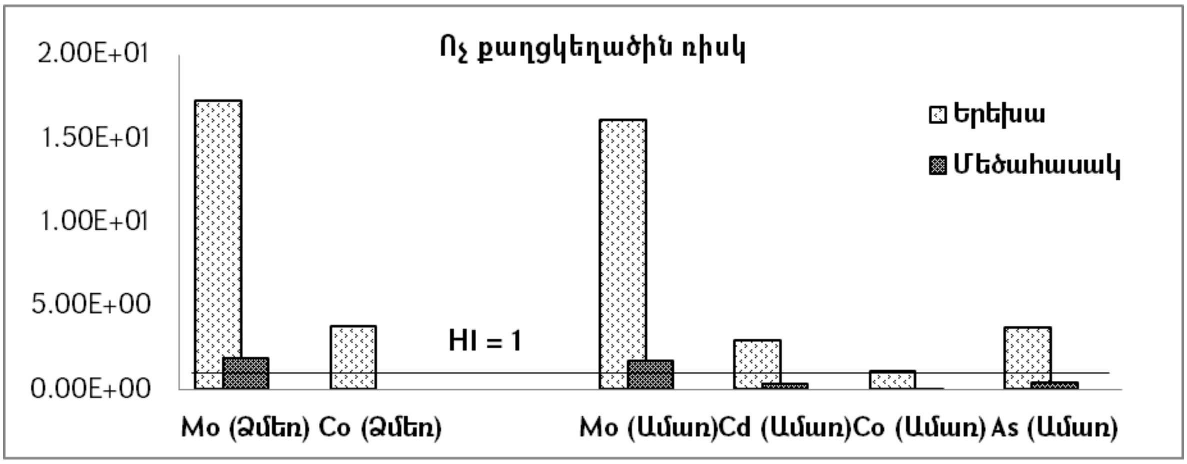
թույլատրելի ցածր միջին բարձր գերբարձր



Նկար 33. Երևան քաղաքի ձյան (Ձախ) և տերևների (Աջ) փոշու ծանր մետաղներով աղտոտման քարտեզ-սխեմա ըստ ԱԳԳ-ի



Նկար 34. Երևան քաղաքի ձյան (Ձախ) և տերևների (Աջ) փոշու ծանր մետաղներով աղտոտման քարտեզ-սխեմա ըստ ԿՀՑ-ի



Նկար 35. Առանձին տարրերից ոչ քաղցկեղածին ռիսկ

Այսպիսով կարող ենք ամփոփել, որ

1. թե՛ ձմռանը, թե՛ ամռանը ՓԾ և ԾՄԾ ցուցանիշների միջև գրանցվում է նշանակալի դրական կոռելյացիա: Ձմռան և ամռան ՓԾ ցուցանիշների, ինչպես նաև ԾՄ գումարային չափաբաժնի ցուցանիշների միջև նշանակալի կոռելյացիա չի գրանցվել: Ձմռան և ամռան ԾՄԾ միջև արձանագրվում է Սպիրմենի ռանգային կոռելյացիա:
2. Ամռանը ծանր մետաղների գումարային չափաբաժնի և ծանրաբեռնվածության արժեքները հիմնականում ավելի բարձր են, քան ձմռանը՝ միջինում 1.5 և 3.3 անգամ համապատասխանաբար: Փոշում Hg, Cd, As, Cr, Co, Cu, Ag-ի պարունակությունները ավելի բարձր են ամռանը, իսկ Pb, Ni, Mo - ի դեպքում՝ ձմռանը:
3. Տարածական բաշխման առումով փոշու ծանրաբեռնվածությունը ձմռանը ունի ավելի մոզաիկ, իսկ ամռանը ավելի միատար պատկեր: Կենտրոն համայնքում և՛ ամռանը, և՛ ձմռանը դիտվել է փոշու ծանրաբեռնվածության բարձր մակարդակ: Ձմռանը քաղաքի հարավում դիտվել է փոշու ծանրաբեռնվածության ցածր և միջին, իսկ ամռանը՝ բարձր մակարդակներ: Քաղաքի հյուսիսը երկու սեզոնին էլ աչքի է ընկնել, փոշու բարձր և չափազանց բարձր ծանրաբեռնվածությամբ:
4. Ամռանը երեխաների և մեծահասակների համար ոչ քաղցկեղածին առողջական ռիսկը ավելի մեծ է, քան ձմռանը: Ամռանը ռիսկը պայմանավորված է Mo, Cd, Co, As, իսկ ձմռանը՝ Mo, Co-ով: Քաղցկեղածին ռիսկ և' ամռանը, և' ձմռանը գրանցվել է Cr-ի և As-ի դեպքում կլանման ուղուց:

ԳԼՈՒԽ 4. ԵՐԵՎԱՆ ՔԱՂԱՔԻ ՖՈՒՆԿՑԻՈՆԱԼ ՏԱՐԲԵՐ ՆՇԱՆԱԿՈՒԹՅԱՆ ՏԱՐԱԾՔՆԵՐՈՒՄ ՕԴԱՅԻՆ ԱՎԱԶԱՆԻ ՓՈՇՈՎ ԵՎ ԾԱՆՐ ՄԵՏԱՂՆԵՐՈՎ ԱՂՏՈՏՄԱՆ ԳՆԱՀԱՏՈՒՄԸ

Ակնհայտ է, որ քաղաքային տարածքներում աղտոտման և հատկապես օդային ավազանի աղտոտման մակարդակները տարբեր են քաղաքի տարբեր հատվածներում, ֆունկցիոնալ գոտիներում և տրանսպորտային տարբեր ծանրաբեռնվածության պայմաններում: Ինչը կարևոր է հաշվի առնել աղտոտման մակարդակների գնահատման օբյեկտիվությունը ապահովելու համար:

Սույն գլխում քննարկվում է Երևան քաղաքի տարբեր ֆունկցիոնալ նշանակության տարածքների փոշու և փոշում ծանր մետաղների մակարդակները: Որպես մոդելային տարածքներ ընտրվել են ծանրաբեռնված փողոց (Հերացի փ.), կանաչ տարածք (Անգլիական այգի) և մանկապարտեզ:

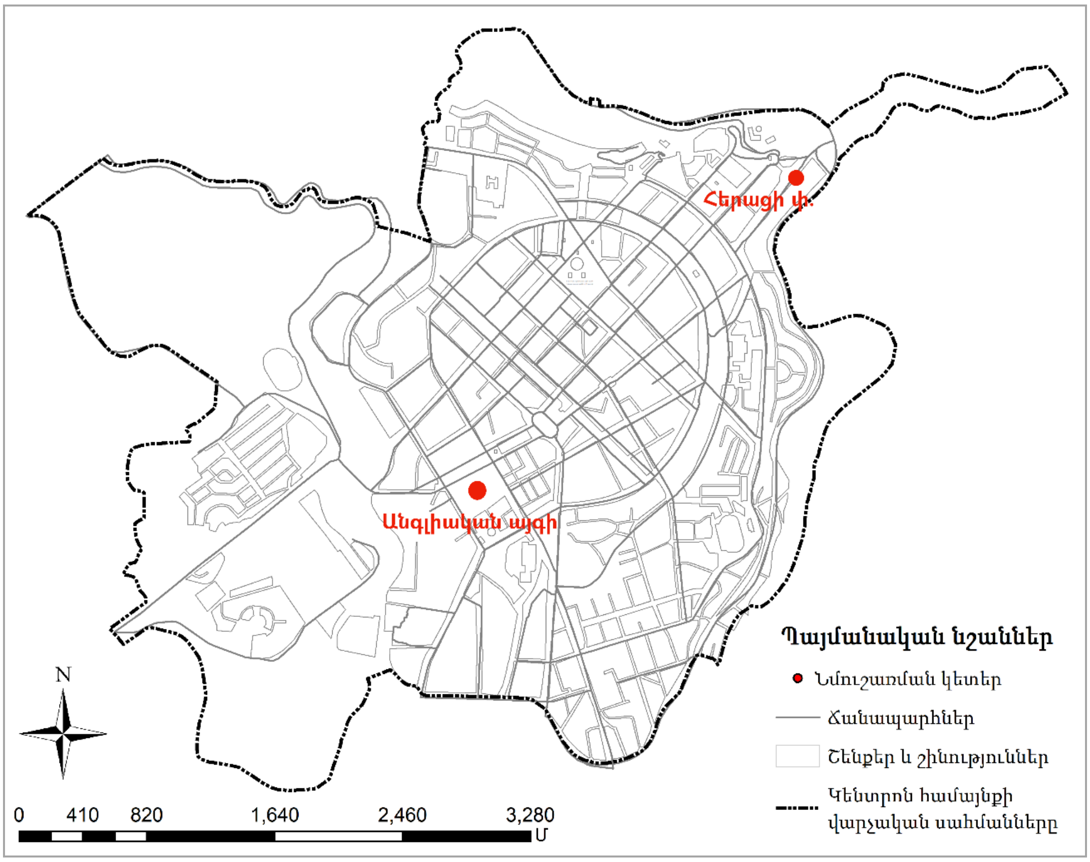
1. Հերացի փողոց և Անգլիական այգի. աշխատանքն իրականացվել է «Եվրոպական քաղաքների օդային ավազանի որակի մոնիթորինգի իրականացում ծառերի միջոցով» ծրագրի շրջանակներում (EU COST ACTION FP1204): Վերջինիս շրջանակներում նմուշառում իրականացվել է եվրոպական 19 քաղաքներում և Երևանում, միևնույն ժամանակահատվածում, միևնույն մեթոդով և նույն ծառատեսակից՝ սոսի *(Platanus sp.):* Հետազոտությունները ներառել են փոշու մասնիկների և փոշում ծանր մետաղների տարբեր մեթոդներով որոշում: Երևանի նմուշների համար ՀՀ ԳԱԱ Էկոկենտրոնում որոշվել է նաև նմուշառված տերևների փոշու ծանրաբեռնվածությունը և փոշում ծանր մետաղների պարունակությունները:

2. Որպես ֆունկցիոնալ առանձին միավոր ընտրվել է Երևան ք.-ի մանկապարտեզներից (ՆՈՒՀ) մեկը, որի տարածքի համար իրականացվել է ներսի, դրսի ու տերևների փոշու և հողերի համալիր հետազոտություն՝ ներառելով նաև առողջական ռիսկի գնահատումը:

4.1. Հերացի փողոցի և Անգլիական այգու տարածքներում փոշու և ծանր մետաղների մակարդակների գնահատում՝ տարբեր մեթոդներով

4.1.1. Սոսու տերևների փոշու և փոշում ծանր մետաղների պարունակությունները

Երևան քաղաքի ֆունկցիոնալ տարբեր նշանակության՝ տրանսպորտային մեծ ծանրաբեռնվածությամբ՝ Հերացի փողոցի մոտ և կանաչ գոտու՝ Անգլիական այգու տարածքում *(նկ. 36)* աճող սոսի արևելյանի (*Platanus orientalis L.*) տերևների փոշու ծանրաբեռնվածության արդյունքների վերլուծությունը ցույց տվեց, որ փոշու ծանրաբեռնվածությունը նմուշառման 2 կետերում էլ գտնվում է ցածր մակարդակում:



Նկար 36. Սոսի արևելյանի ծառատեսակի տերևների նմուշարկման քարտեզ-սխեմա

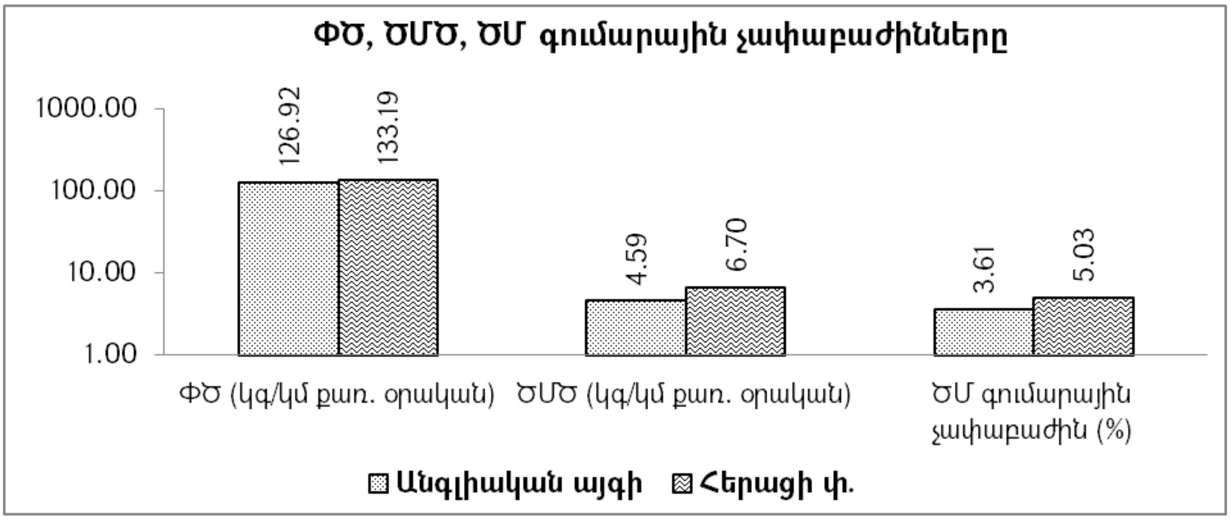
Այնուամենայնիվ և՛ փոշու ծանրաբեռնվածության, և՛ ծանր մետաղների ծանրաբեռնվածության, և՛ ծանր մետաղների գումարային չափաբաժնի համեմատաբար բարձր արժեքները գրանցվել են փողոցից վերցված նմուշառման կետում՝ կազմելով համապատասխանաբար 133.19 կգ/կմ^2, 6.7 կգ/կմ^2 օրական և 5.03 %: Այգում գրանցված փոշու ծանրաբեռնվածությունը 1.1 անգամ ցածր է, քան փողոցում՝ կազմելով 126.92 կգ/կմ^2 օրական: Նույն տենդենցը նկատվում է նաև փոշում ծանր մետաղների ծանրաբեռնվածության համար, մասնավորապես. այգում 1.5 անգամ ցածր է՝ կազմելով՝ 4.59 կգ/կմ^2 օրական: Փոշում ծանր մետաղների գումարային մասնաբաժինը փողոցում 1.4 անգամ բարձր է՝ համեմատած այգու հետ (3.61%) *(նկ. 37)*:

Փոշում Mn, Zn, Cu, Fe, Pb, Ni, Cr, Co-ի պարունակությունները՝ փողոցում ավելի բարձր են քան այգում, իսկ Cd, Mo, Ag-ի դեպքում՝ այգում են ավելի բարձր *(աղ. 20)*:

Դիտարկված տարրերից մեծամասնության պարունակություններն առավել բարձր են Հերացի փողոցում: Մասնավորապես բարձր պարունակություններով աչքի են ընկել Cu, Fe, Zn, Pb-ը, որոնք Անգլիական այգում ավելի ցածր են 4.4, 2.0, 1.8, 1.7 անգամ համապատասխանաբար: Cr, Mn, Ni, Co-ի պարունակությունների հարաբերությունը մեծ չէ՝ 1.1-1.3 անգամ: Սակայն հակառակ պատկեր է դիտվել Cd, Ag, Mo տարրերի պարունակությունների համար: Վերջիններս ավելի բարձր են այգում՝ 1.2-3.8 անգամ:

Ընդհանուր առմամբ նմուշառման 2 կետերը աչքի են ընկնում միմյանց որակապես մոտ երկրաքիմիական շարքերով *(աղ. 21)*: Շարքերի առաջին տեղում գտնվում է Pb-ը: Ընդ որում փողոցն առանձնանում է Pb-ի ավելի բարձր ֆոնային գերազանցումներով: Գումարային համեմատաբար (1.4 անգամ) բարձր ինտենսիվությամբ կրկին առանձնանում է փողոցը *(աղ. 20, նկ. 37)*:

Համաձայն ԱԳԳ-ի 2 նմուշներում էլ գրանցվել է աղտոտման ցածր մակարդակ, այնուամենայնիվ փողոցը կրկին առանձնանում է համեմատաբար բարձր արժեքով՝ 36.8 *(նկ. 38)*:



Նկար 37. ՓԾ, ԾՄԾ և ԾՄ գումարային չափաբաժինները նմուշառման առանձին հենակետերում

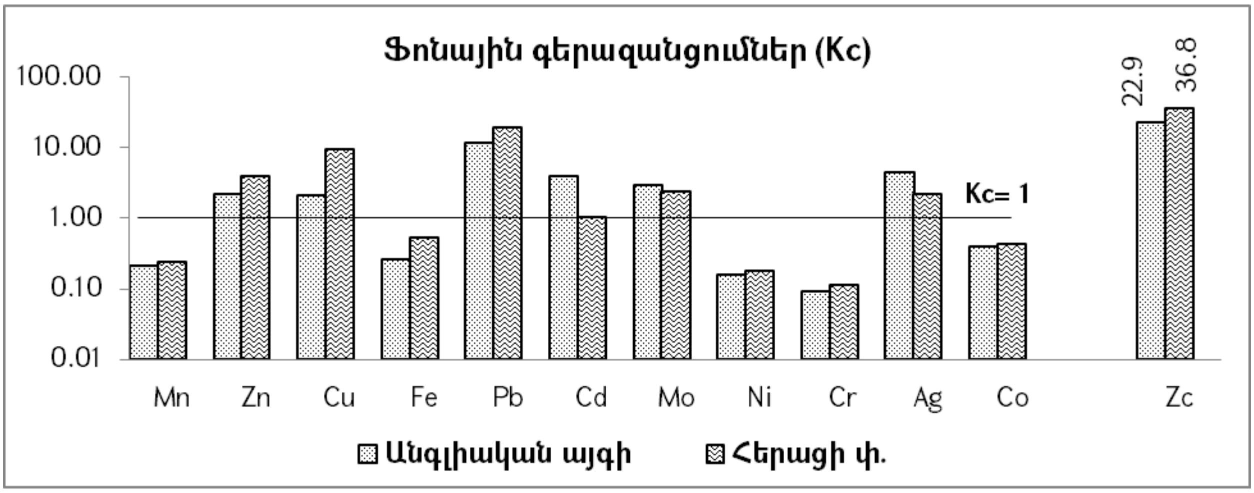
Սանիտարահիգիենիկ գնահատման արդյունքները ցույց տվեցին, որ ՍԹԿ նկատմամբ գերազանցումներ դիտվել են Zn, Cu, Pb տարրերի համար, ընդ որում այս տարների գերազանցումները գրանցվել են փողոցում: Այգում գերազանցում գրանցվել է միայն Zn-ի համար՝ 1.32 անգամ *(աղ. 22, նկ. 39)*: Համաձայն ԿՀՑ-ի 2 նմուշներում էլ դիտվել է աղտոտման թույլատրելի մակարդակ, թեև փողոցում ԿՀՑ արժեքը 4.2 անգամ ավելի բարձր է քան այգում:

Աղյուսակ 20

Հերացի փողոցի և Անգլիական այգու տարածքի տերևների փոշում ծանր մետաղների պարունակությունները, ֆոնային և ՍԹԿ գերազանցումները

Տարր	Ֆոնային արժեք (մգ/կգ)	Տարրերի պարունակությունները (մգ/կգ)		Կոնցենտրացիայի գործակից (Kc)		Գերազանցում ՍԹԿ նկատմամբ	
		Անգլիական այգի	Հերացի փ.	Անգլիական այգի	Հերացի փ.	Անգլիական այգի	Հերացի փ.
Mn	788	166.6	187.72	0.21	0.24	0.11	0.13
Zn	78.38	174.2	315.06	2.22	4.02	1.32	2.39
Cu	40.03	86.11	377.42	2.15	9.43	0.39	1.72
Fe	38304	10220	20250	0.27	0.53	-	-
Pb	4.8	55.94	95.59	11.65	19.91	0.86	1.47
Cd	0.312	1.22	0.32	3.91	1.03	0.61	0.16
Mo	1.75	5.25	4.27	3.00	2.44	0.04	0.03
Ni	30.4	4.92	5.44	0.16	0.18	0.06	0.07
Cr	71.1	6.5	8.23	0.09	0.12	0.07	0.09
Ag	0.25	1.112	0.557	4.45	2.23	-	-
Co	15.65	6.211	6.686	0.40	0.43	-	-

Ծանուցում. «-» բացակայում են ՍԹԿ արժեքները



Նկար 38. Հերացի փ.-ի և Անգլիական այգու տարածքի տերևների փոշու ծանր մետաղների ֆոնային գերազանցումները

Աղյուսակ 21

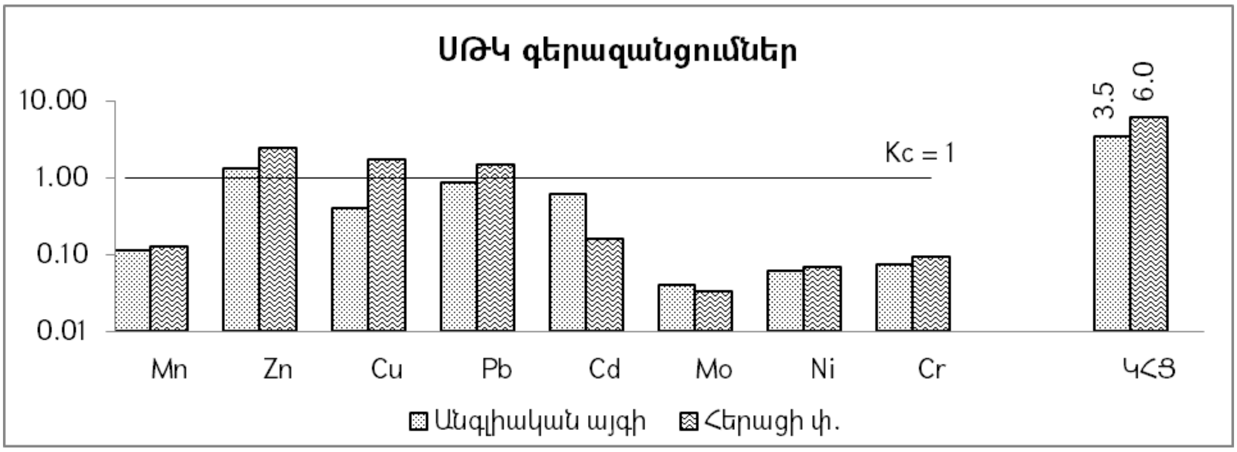
Հերացի փ.-ի և Անգլիական այգու տարածքի տերևների փոշում ծանր մետաղների երկրաքիմիական շարքերը

Նմուշառման հենակետեր	**Երկրաքիմիական շարքեր**	**Գումարային ինտենսիվություն**
Անգլիական այգի	$Pb_{(11.7)}$-$Ag_{(4.4)}$-$Cd_{(3.9)}$-$Mo_{(3)}$-$Zn_{(2.2)}$-$Cu_{(2.1)}$	27.38
Հերացի փ.	$Pb_{(19.9)}$-$Cu_{(9.4)}$-$Zn_{(4)}$-$Mo_{(2.4)}$-$Ag_{(2.2)}$-$Cd_{(1)}$	39.05

Աղյուսակ 22

Հերացի փ.-ի և Անգլիական այգու տարածքի տերևների փոշում ծանր մետաղների սանիտարահիգիենիկ շարքերը

Նմուշառման հենակետեր	**Սանիտարահիգիենիկ շարքեր**	**Գումարային ինտենսիվություն**
Անգլիական այգի	$Zn_{(1.3)}$	1.3
Հերացի փ.	$Zn_{(2.4)}$-$Cu_{(1.7)}$-$Zn_{(1.5)}$	5.6



Նկար 39. Հերացի փ.-ի և Անգլիական այգու տարածքի տերևների փոշում ծանր մետաղների ՍԹԿ գերազանցումները

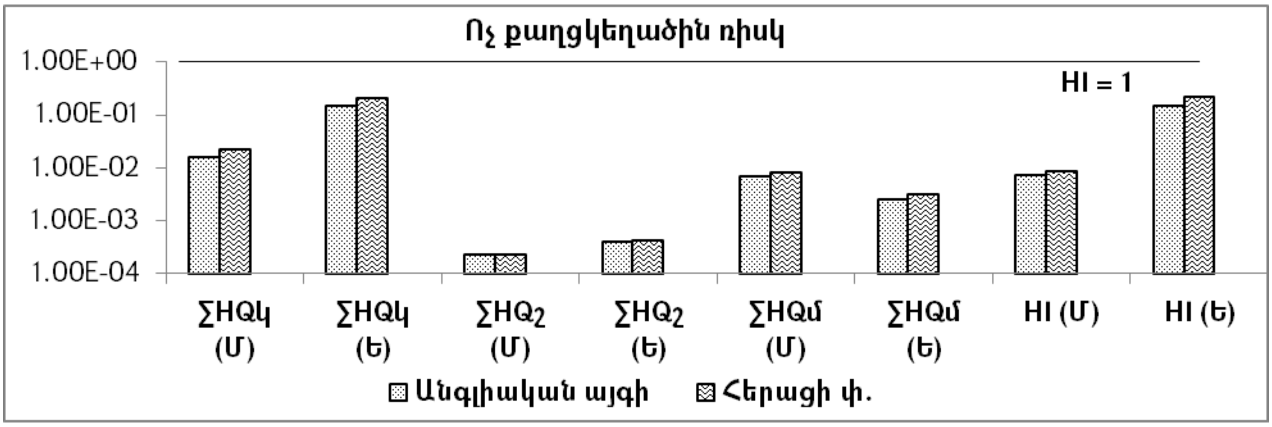
Համաձայն I_{geo} արժեքների 2 նմուշներում էլ տարրերի արժեքների հիմնական մասը գտնվում է ոչ աղտոտված մակարդակում: Այգում ոչ աղտոտված մակարդակում են գտնվում Ni, Co, Cr, Mn, Fe-ը, փողոցում այս շարքին ավելանում է նաև Cd-ը: Pb-ի և Cu-ի I_{geo} արժեքներն այգում գտնվում են չափավոր աղտոտվածից ուժեղ աղտոտման և չափավոր աղտոտման մակարդակներում համապատասխանաբար, իսկ փողոցում՝ ուժեղ աղտոտման մակարդակում *(աղ. 23)*: I_{geo} արժեքները այգում նվազում են հետևյալ հաջորդականությամբ՝ Pb>Ag>Cd>Mo>Zn>Cu>Co>Fe>Mn>Ni>Cr, իսկ փողոցում՝ Pb>Cu>Zn> Mo>Ag>Cd>Fe>Co>Mn>Ni>Cr:

Տերևների փոշում ծանր մետաղների ոչ քաղցկեղածին ռիսկի գնահատման արդյունքները ցույց տվեցին, որ ոչ քաղցկեղածին ռիսկ (HI>1) ոչ մի ուղու դեպքում չի գրանցվել *(նկ. 40)*: Քաղցկեղածին ռիսկ գրանցվել է բոլոր նմուշներում միայն Cr-ի կլանման ուղուց, այն էլ գտնվում է շատ ցածր մակարդակում: Բազմատարր քացկեղա-ծին գումարային ռիսկ գրանցվել է կլանման ուղուց *(նկ. 41)*:

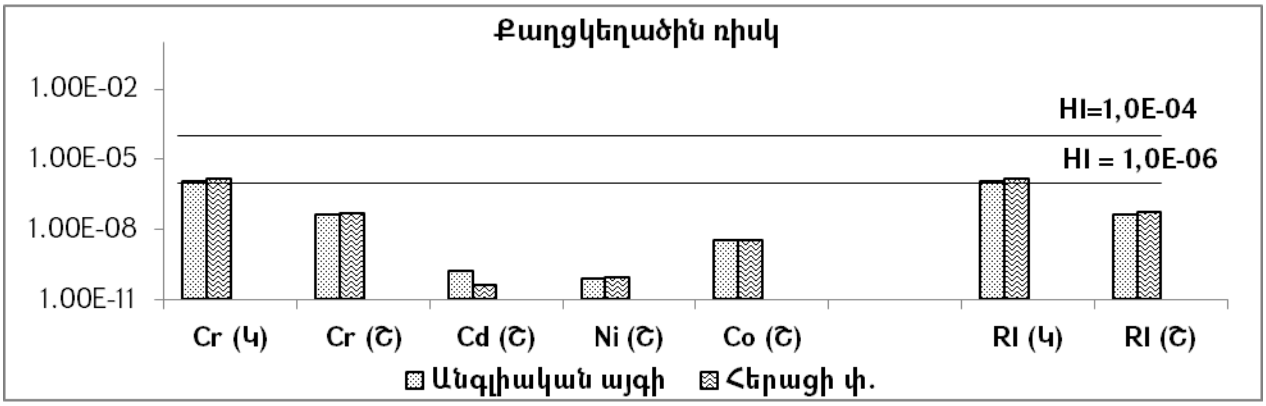
Աղյուսակ 23

Փոշու նմուշներում ծանր մեփաղների Igeo արժեքներն ըստ մակարդակների

I_{geo} մակարդակները	Անգլիական այգի	Հերացի փ.
<0	Ni, Co, Cr, Mn, Fe	Ni, Co, Cr, Cd, Mn, Fe
0-1	Zn, Cu, Mo	Ag, Mo
1-2	Cd, Ag	Zn
2-3	Pb	-
3-4	-	Pb, Cu



Նկար 40. Տերևների փոշու ծանր մետաղներից ոչ քաղցկեղածին ռիսկը Հերացի փ.-ի և Անգլիական այգու տարածքում՝ երեխաների (Ե) և մեծահասակների (Մ) համար



Նկար 41. Տերևների փոշու ծանր մետաղներից քաղցկեղածին ռիսկը Հերացի փ.-ի և Անգլիական այգու տարածքում

Տարբեր ֆունցիոնալ նշանակության տարածքների ծառերի տերևների փոշու և ծանր մետաղների հետազոտությունը թույլ տվեց եզրակացնել, որ

- և՛ փոշու ծանրաբեռնվածության, և՛ ծանր մետաղների ծանրաբեռնվածության, և՛ ծանր մետաղների գումարային չափաբաժնի արժեքները ավելի բարձր են Հերացի փողոցում:
- Դիտարկված տարրերից ֆոնային գերազանցումներ գրանցվել են Zn, Pb, Mo, Cd, Cu, Ag-ի համար: Pb, Cu, Zn-ի առավելագույն գերազանցումները գրանցվել են Հերացի փողոցում, իսկ Ag, Cd, Mo-ը՝ Անգլիական այգում:
- Համաձայն ԱԳԳ-ի, բոլոր նմուշներում գրանցվել է աղտոտման ցածր մակարդակ:
- ՍԹԿ նկատմամբ գերազանցումներ դիտվել են Zn, Cu, Pb-ի համար Հերացիում, և միայն Zn-ի համար՝ Անգլիական այգում: Համաձայն ԿՀՑ-ի, բոլոր նմուշներում դիտվել է աղտոտման թույլատրելի մակարդակ:
- Ոչ քաղցկեղածին ռիսկ ոչ մի ուղիների դեպքում չի գրանցվել: Քաղցկեղածին ռիսկ գրանցվել է բոլոր նմուշներում միայն Cr-ի կլանման ուղուց, այն էլ գտնվում է շատ ցածր մակարդակում: Բազմատարր քացկեղածին գումարային ռիսկ գրանցվել է կլանման ուղուց:

4.1.2. Սոսու տերևների փոշու մասնիկների քանակական և որակական բնութագրում և համեմատություն տերևների մագնիսային պարունակությունների հետ

Սոսի արևելյան (*Platanus orientalis L.*) ծառատեսակի տերևներին նստած փոշու քանակական վերլուծությունը ցույց տվեց, որ տերևի յուրաքանչյուր 22.500 մկմ^2 մակերեսին առկա փոշու մասնիկների քանակությունը Հերացի փ.-ում (տատանվում է 922-4414 մասնիկ) զգալիորեն գերազանցում է Անգլիական այգում նույն մակերեսով տերևի փոշու մասնիկների քանակությանը (տատանվում է 8-2538 մասնիկ) [54]:

Փոշու մասնիկների քանակի, հետևաբար նաև խտության և մասնիկի էկվիվալենտ տրամագծի ակնհայտ տարբերություններ նկատվում են ինչպես ծառերի տեղադիրքից, այնպես էլ տերևի մակերեսից (վերին և ստորին) կախված *(նկ. 42)* [54]:

Հերացի փ.-ում տերևներին (դիտարկված 20 տերև, ընդհանուր մակերեսը 450000 մկմ^2) նստած փոշու մասնիկների ընդհանուր քանակը կազմում է 49946 մասնիկ, որը 2.5 անգամ գերազանցում է այգում մասնիկների ընդհանուր քանակը (19954 մասնիկ), իսկ մասնիկների միջին խտությունը փողոցում կազմում է $11.1*10^4$ և Անգլիական այգում $4.4*10^4$ մասնիկ/մմ^2: Փողոցի տերևների և ստորին և վերին մակերեսներին փոշու քանակական ցուցանիշներն առավել մեծ են այգու համեմատ: Փողոցի տերևների վերին մակերեսին մասնիկների քանակը (32318 մասնիկ) և խտությունը ($14.4*10^4$ մասնիկ/մմ^2) 1.9, իսկ մասնիկների միջին էկվիվալենտ տրամագիծը (0.92 մկմ) 1.1 անգամ գերազանցում է այգու համապատասխան ցուցանիշները (16740 մասնիկ, խտությունը $7.4*10^4$ մասնիկ/մկմ^2, մասնիկների միջին էկվիվալենտ տրամագիծը 0.83 մկմ): Փողոցի տերևների ստորին մակերեսին մասնիկների քանակը (17628 մասնիկ) և խտությունը ($7.83*10^4$ մասնիկ/մկմ^2) 5.5, իսկ մասնիկների միջին էկվիվալենտ տրամագիծը (0.73 մկմ) 1.02 անգամ գերազանցում է այգու համապատասխան ցուցանիշները (3214 մասնիկ, $1.43*10^4$ մասնիկ/մկմ^2 և 0.71 մկմ) *(աղ. 24)*:

Հարկ է նշել, որ և՛ Հերացի փ.-ում, և՛ Անգլիական այգում մասնիկների ընդհանուր քանակի մեջ գերակշռում են մանր մասնիկները (PM 0.3-0.6 մկմ)՝ կազմելով 53.6% և 54.4% համապատասխանաբար, որոնք առողջական տեսանկյունից առավել վտանգ են ներկայացնում բնակչության համար: Խոշոր մասնիկները (PM 2.5-10 մկմ) փողոցում կազմում են ընդհանուրի 3.9 %, իսկ այգում՝ 1.5 %:

Աղյուսակ 24

Տերևներին նստած փոշու քանակական ցուցանիշներ

Նմուշի հենակետ	**Տերևի մակերես**	**Մասնիկների խտություն (10^4մասնիկ /մմ^2)**	**Միջ. էկվ. տրամագիծ (մկմ)**	**Մասնիկ. քանակը**	**Ընդհ. մասնիկ. խտություն (10^4մասնիկ /մմ^2)**	**Ընդհ. միջ. էկվ. տրամագիծ մկմ**	**Ընդհ. մասնիկ. քանակը**
Անգլիական այգի	Տերևի ստորին մակերես	1.4 ± 1.3	0.71 ± 0.64	3214	4.4 ± 3.4	0.81 ± 0.76	19954
	Տերևի վերին մակերես	7.4 ± 1.7	0.83 ± 0.78	16740			
Հերացի փ.	Տերևի ստորին մակերես	7.8 ± 4.2	0.73 ± 0.60	17628	11.1 ± 5.2	0.85 ± 0.97	49946
	Տերևի վերին մակերես	14.4 ± 3.9	0.92 ± 1.12	32318			

Փողոցի տերևների փոշու մասնիկների միջին ընդհանուր էկվիվալենտ տրամագիծը կազմում է 0.85 մկմ, որը չնչին տարբերվում է՝ մեծ է այգում տերևների նստած փոշու մասնիկների միջին էկվիվալենտ տրամագծից (0.81 մկմ):

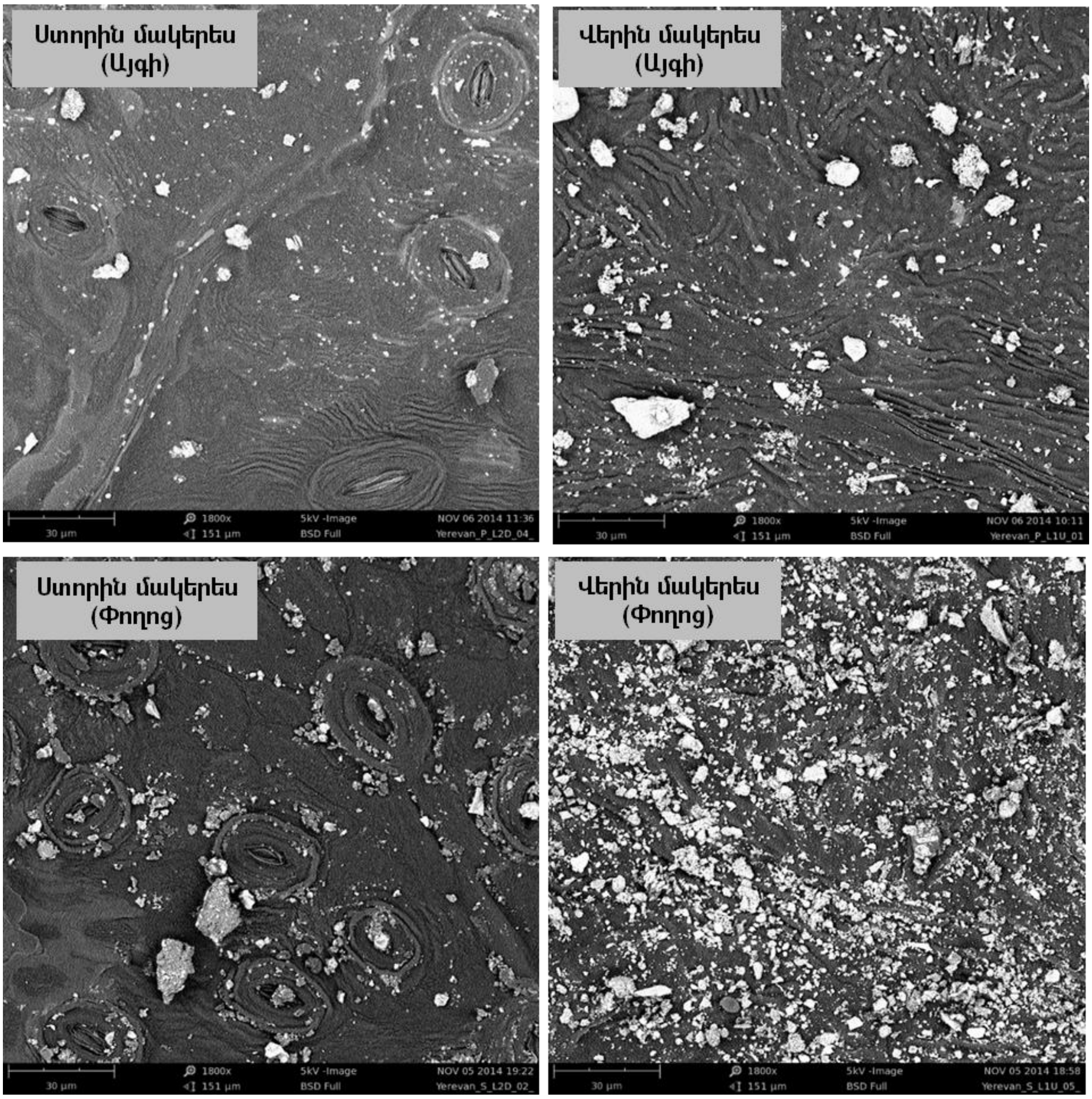
Տերևների վերին մակերեսին նստած փոշու մասնիկների քանակը, խտությունը և էկվիվալենտ տրամագիծն առավել մեծ են, քան ստորին մակերեսին, ինչպես փողոցում, այնպես էլ այգում *(աղ. 24)*: Փողոցում տերևների վերին մակերեսին մասնիկների քանակը և խտությունը մոտ 1.8, իսկ մասնիկների միջին էկվիվալենտ տրամագիծը՝ 1.2 անգամ գերազանցում է ստորին մակերեսին նստած մասնիկների համապատասխան ցուցանիշները, իսկ այգում՝ մոտ 5.17 և 1.2 անգամ համապատասխանաբար:

Տերևների փոշու որակական վերլուծության *(նկ. 43)* արդյունքները ցույց են տալիս, որ փողոցում դիտարկված տարրերի գումարային կշռային պարունակությունը ($W_{\%}$*=25.7)* փոքր ինչ գերազանցում է այգում գրանցված ցուցանիշը ($W_{\%}$*=23.3)*: Փողոցում Na, Al, Si, Cl-ի $W_{\%}$ արժեքները կազմում են 1.8, 4.3, 10.4, 0.3, և ավելի բարձր են, քան այգում՝ 0.5 (Na), 3.1 (Al), 8.4 (Si), 0.2 (Cl): Mg, P, S, Ca, Fe-ի $W_{\%}$ արժեքները չնչին չափով ավելի բարձր են այգում՝ կազմելով 2.3, 0.2, 1.7, 4.7, 1.3 համապատասխանաբար: K-ի դեպքում $W_{\%}$ արժեքը և՛ փողոցում, և՛ այգում կազմում է 0.7% *(նկ. 44)*:

Տերևներին նստած փոշու մասնիկների մագնիսային հատկությունների (SIRM) արդյունքները նույնպես փաստում են Հերացի փ.-ում մագնիսային հատկություններով օժտված մասնիկների առկայության մասին:

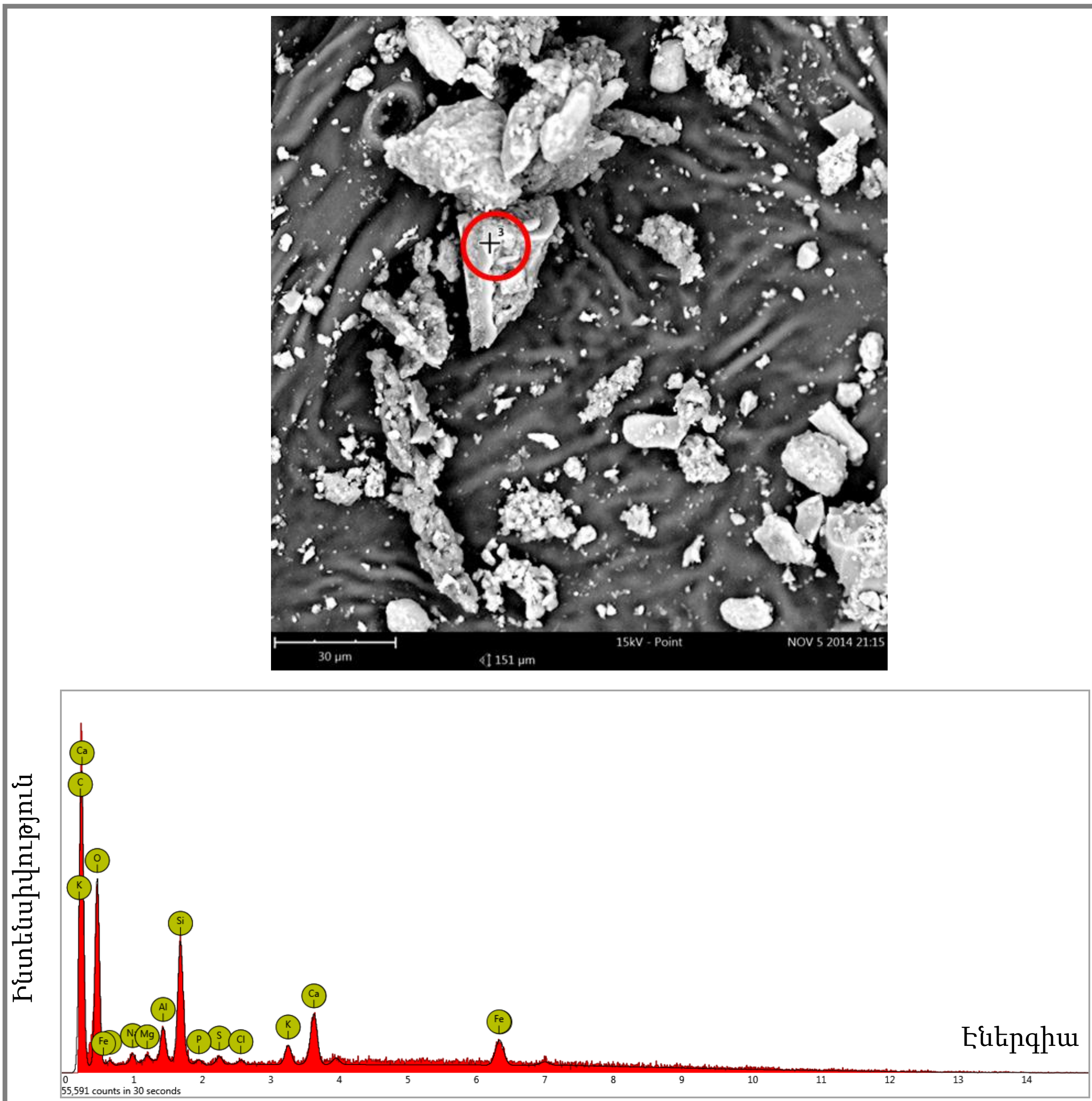
Հերացի փ-ում SIRM արժեքը (313.4 մկմ Ա) 2.7 անգամ գերազանցում է Անգլիական այգում գրանցված SIRM արժեքին (116.4 մկմ Ա), թեև հարկ է նշել, որ հիմնական մագնիսային հատկությամբ օժտված Fe -ի կշռային պարունակությունը մեծ է այգում: Փողոցում SIRM նման բարձր արժեքը հավանաբար պայմանավորված է անթրոպոգեն ծագման այլ մասնիկների առկայությամբ:

Դիտարկելով Երևան քաղաքի համար ստացված արդյունքները Եվրոպական ծրագրի շրջանակներում դիտարկված մյուս քաղաքների տվյալների համատեքստում, Երևան քաղաքն ի համեմատ մյուս քաղաքների առանձնանում է փոշու բավականին մեծ խտությամբ և մագնիսային հատկությամբ, ինչը պայմանավորված է քաղաքի և՛ կլիմայական, և՛ լանդշաֆտային առանձնահատկություններով: Համեմատաբար մյուս քաղաքների փոշու մասնիկների խտության բարձր արժեքներով այգու տարածքում առանձնացել են նաև Ավեիրոն, Մալմոն, Նանսին, Վիեննան, իսկ փողոցի տարածքում՝ Անտվերպեն, Ավեիրո, Դեն Հաագ, Մալմո, Տիմիսոարա, Վարշավա, Վիեննա քաղաքները *(աղ. 25, 26)*:



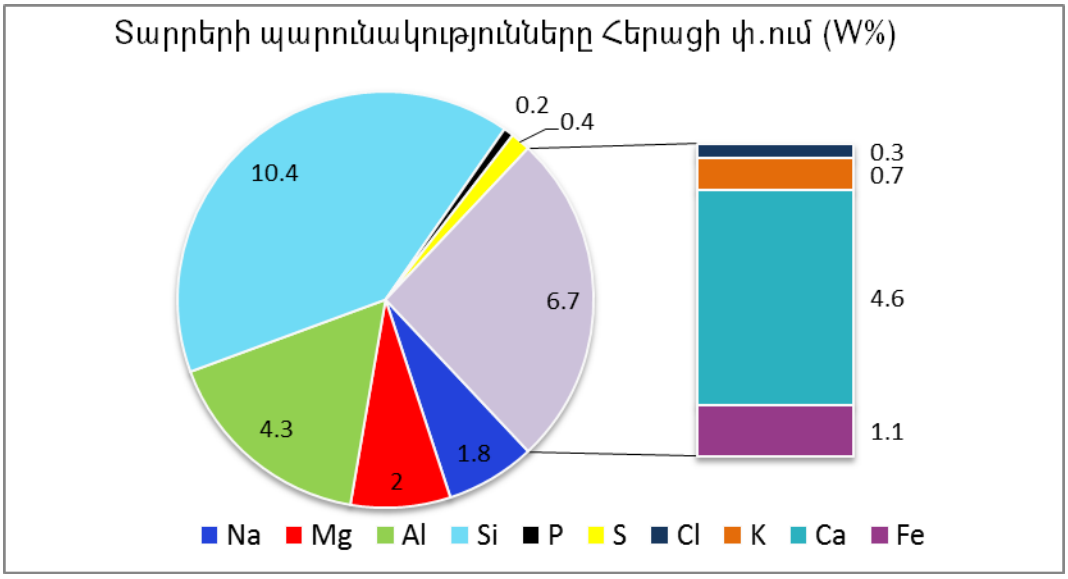
Նկար 42. Անգլիական այգում և Հերացի փ.-ում տերևների վերին և ստորին մակերեսներին նստած փոշի

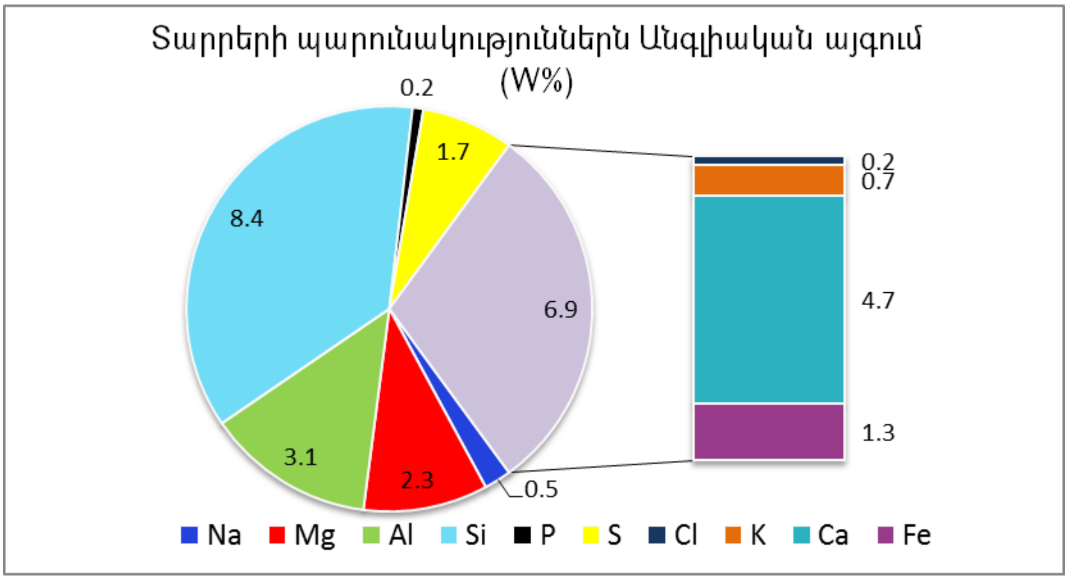
Ընդհանուր առմամբ փողոցի տերևների փոշու խտության, տարրերի պարունակությունների տոկոսային մեծության և մագնիսային հատկության ցուցանիշների փողոցում առավելության օրինաչափությունը, ի համեմատ այգու տարածքի, դրսևորվել է գրեթե բոլոր քաղաքներում՝ ինչը կապված է տրանսպորտային աղտոտման հետ *(աղ. 25, 26)*:



Տարրի նշան	Տարրի անվանում	Պարունակություն (%)
C	Ածխածին	19.0
O	Թթվածին	62.8
Si	Սիլիցիում	5.4
Ca	Կալցիում	3.0
Fe	Երկաթ	3.3
Al	Ալյումին	2.1
K	Կալիում	1.1
S	Ծծումբ	0.4
Na	Նատրիում	1.7
Mg	Մագնեզիում	0.7
P	Ֆոսֆոր	0.3
Cl	Քլոր	0.2

Նկար 43. Տարրերի պարունակությունները մեկ փոշեհատիկի օրինակով





Նկար 44. Տարրերի կշռային պարունակությունները (W%)

Աղյուսակ 25

Եվրոպական 20 քաղաքների փողոցի և այգու տարածքներում միջին SIRM արժեքները

Քաղաք	Տերևի միջին մագնիսային արժեք՝ SIRM (մկմ Ա)		Քաղաք	Տերևի միջին մագնիսային արժեք՝ SIRM (մկմ Ա)	
	Այգի	Փողոց		Այգի	Փողոց
Անտվերպեն	45.4	161.9	Լյուբլանա	40.0	76.5
Ավեիրո	22.0	42.2	Մալմո	11.1	28.7
Բելգրադ	20.4	142.2	Նանսի	23.6	71.0
Բեռլին	33.8	86.3	Նեապոլ	16.4	60.6
Բեռն	17.0	43.6	Սալզբուրգ	30.6	327.2
Կոպենհագեն	10.7	158.5	Տիմիսոարա	27.7	127.6
Դեն Հաագ	30.0	75.9	Վարշավա	27.4	945.0
Ֆլորենցիա	15.5	91.8	Վիեննա	40.0	144.1
Գրանադա	61.1	25.3	Երևան	116.4	313.4
Կավալա	14.3	23.5	Ցյուրիխ	29.5	88.2

Աղյուսակ 26

Եվրոպական 20 քաղաքների փողոցի և այգու տարածքում տերևների փոշու մասնիկների քանակական հատկանիշները

Քաղաք	Այգի				Փողոց			
	Մասնիկ-ների խտություն (10^4 մասնիկ/մմ^2)	Մանր մասնիկ-ներ (PM 0.3-0.6) (%)	Խոշոր մասնիկներ (PM 2.5-10) (%)	Միջին տրամագիծ (մկմ)	Մասնիկների խտություն (10^4 մասնիկ/մմ^2)	Մանր մասնիկ-ներ (PM 0.3- 0.6) (%)	Խոշոր մասնիկ-ներ (PM 2.5-10) (%)	Միջին տրամագիծ (մկմ)
Անտվերպեն	3.5 ± 2.3	63.3	2.2	0.68 ± 0.54	3.4 ± 2.2	62.5	1.5	0.69 ± 0.55
Ավեյրո	6.1 ± 2.8	66.1	0.8	0.64 ± 0.49	4.2 ± 2.7	64.6	1.3	0.67 ± 0.53
Բելգրադ	0.7 ± 0.7	66.8	0.7	0.65 ± 0.63	1.8 ± 1.3	63.0	1.8	0.71 ± 0.67
Բերլին	1.4 ± 1.1	56.9	2.2	0.76 ± 0.59	1.9 ± 1.3	63.6	1.7	0.70 ± 0.76
Բեռն	1.4 ± 1.5	62.7	1.5	0.70 ± 0.68	1.2 ± 0.8	62.5	2.5	0.74 ±0.84
Կոպենհագեն	0.8 ± 0.6	63.4	1.8	0.69 ± 0.51	1.9 ± 1.4	63.8	2.2	0.72 ± 0.73
Դեն Հաագ	2.1 ± 1.2	60.8	2.1	0.71 ± 0.57	3.5 ± 2.3	58.6	1.5	0.71 ± 0.53
Ֆլորենցիա	1.6 ± 1.2	62.7	2.3	0.71 ± 0.56	0.5 ± 0.7	62.0	2.4	0.76 ± 1.02
Գրանադա	2.9 ± 2.6	53.8	4.6	0.90 ± 1.22	1.1 ± 1.0	57.4	3.9	0.82 ± 0.89
Կավալա	2.3 ± 1.0	64.7	1.7	0.69 ± 0.59	2.6 ± 1.1	61.0	1.4	0.69 ± 0.53
Լյուբլյանա	0.8 ± 0.7	67.0	0.6	0.62 ±0.36	1.5 ± 1.2	56.2	1.9	0.74 ± 0.61
Մալմո	3.9 ± 2.7	63.2	2.1	0.72 ± 0.77	3.7 ± 2.3	66.4	1.8	0.67 ± 0.57
Նանսի	3.0 ± 1.5	63.3	1.5	0.69 ± 0.59	2.2 ± 2.0	62.9	1.3	0.67 ± 0.58
Նեապոլ	0.8 ± 0.6	63.9	1. 6	0.68 ± 0.51	0.9 ± 0.6	67.1	0.9	0.64 ± 0.41
Սալզբուրգ	1.9 ± 1.5	59.6	2.3	0.74 ± 0.66	2.9 ± 1.7	66.0	1.2	0.65 ± 0.48
Տիմիսոարա	1.6 ± 1.4	61.5	3.2	0.76 ± 0.72	5.3 ± 4.2	52.7	4.0	0.86 ± 0.89
Վարշավա	1.2 ± 0.6	58.7	3.7	0.81 ± 0.94	3.7 ± 1.4	54.6	2.3	0.77 ± 0.69
Վիեննա	3.1 ± 1.3	60.5	1.5	0.70 ± 0.68	3.0 ± 2.0	56.9	2.4	0.76 ± 0.62
Երևան	4.4 ± 3.4	54.4	3.4	0.81 ± 0.76	11.1 ± 5.2	53.6	3.9	0.85 ± 0.97
Ցյուրիխ	1.6 ± 2.0	59.0	2.4	0.77 ± 0.83	1.3 ± 1.0	61.5	2.3	0.73 ± 0.72

Տերևների փոշու քանակական և որակական վերլուծությունը թույլ է տալիս եզրակացնելու, որ.

- Հերացի փ.-ում տերևներին նստած փոշու մասնիկների ընդհանուր քանակը (49946 մասնիկ) 2.5 անգամ գերազանցում է Անգլիական այգում մասնիկների ընդհանուր քանակը (19954 մասնիկ), իսկ մասնիկների միջին խտությունը Հերացի փ.-ում կազմում է $11.1*10^4$, Անգլիական այգում՝ $4.4*10^4$ մասնիկ/մմ^2:
- Հերացի փ.-ի տերևների և' վերին, և' ստորին մակերեսին մասնիկների քանակը, խտությունը, մասնիկների միջին էկվիվալենտ տրամագիծը 1.1 անգամ գերազանցում է Անգլիական այգու համապատասխան ցուցանիշները:
- Եվ' Հերացի փ.-ում, և Անգլիական այգում մասնիկների ընդհանուր քանակի մեջ գերակշռում են մանր մասնիկները (PM 0.3-0.6)՝ կազմելով 53.6% և 54.4% համապատասխանաբար: Խոշոր մասնիկները (PM 2.5-10) Հերացի փ.ում կազմում

են ընդհանուրի 3.9, իսկ Անգլիական այգում՝ 1.5 %-ը:

- Տեռների վերին մակերեսին նստած փոշու մասնիկների քանակը, խտությունը և մասնիկների էկվիվալենտ տրամագիծն առավել մեծ են քան ստորին մակերեսին, ինչպես Հերացի փ.ում, այնպես էլ Անգլիական այգում:
- Հերացի փ.-ում դիտարկված տարրերի գումարային կշռային պարունակությունը ($W_{\%}=25.7$) փոքր ինչ գերազանցում է Անգլիական այգում գրանցված ցուցանիշը ($W_{\%}=23.3$):
- Հերացի փ-ում մագնիսային (SIRM) արժեքը (313.4 մկմ Ա) 2.7 անգամ գերազանցում է Անգլիական այգում գրանցված SIRM արժեքին (116.4 մկմ Ա):

4.2. Երևան քաղաքի մոդելային մանկապարտեզում (ՆՈՒՀ) փոշու և ծանր մետաղների մակարդակների և առողջական ռիսկի գնահատում

Քաղաքի հողերը հանդիսանալով կուտակիչ միջավայր և անթրոպոգեն ազդեցության երկարատև պատկերի արտացոլող, հանդիսանում են քաղաքային տարածքներում էկոլոգաերկրաքիմիական հետազոտությունների թիրախային առար-կա: Ինչպես փաստում են Երևան քաղաքում բազմիցս իրականացված հետազոտութ-յունները [11, 37, 40, 165], քաղաքի հողերը, ենթարկվելով ինչպես տեխնածին, այնպես էլ բոլոր միջավայրերից միգրացիոն հոսքերի ազդեցությանը, տարիներ շարունակ աչքի են ընկնում ծանր մետաղների բարձր պարունակություններով: Վերջին՝ 2012 թ.-ին իրականացված 3-րդ պեդոերկրաքիմիական հանույթի տվյալների համաձայն, քաղաքի տարածքը հիմնականում բնութագրվում է ծանր մետաղների միջին և բարձր աղտոտ-մամբ՝ միջինում հանդես գալով հետևյալ երկրաքիմիական շարքով՝ $Pb_{(22.9)}>Hg_{(6.8)}-Zn_{(3.3)}-Cu_{(2.6)}-Ni,V_{(2)}-Cr_{(1.7)}-Mo_{(1.5)}-As,Ba_{(1.1)}$: Քաղաքի հողերում Pb, Zn, Mo-ի առավելագույն պարունակությունները ֆոնը գերազանցում են հարյուրապատիկ, իսկ Cu, Ni, Cr, Hg-ի՝ տասնապատիկ անգամ: Քաղաքի ամբողջ տարածքի 54%-ի հողերը ծանր մետաղներով գումարային աղտոտման միջին, տարածքի հողերի 34.5%-ն՝ բարձր և 1.5%-ը՝ գերբարձր մակարդակների են: Քաղաքի տարածքի հողերի մնացած 10%-ում գրանցվել է գումարային աղտոտման ցածր մակարդակ: Նշված աղտոտման գումարա-յին տարբեր գոտիներում դիտվել է նաև ծանր մետաղների՝ ՀՀ-ում սահմանված ՍԹԿ նկատմամբ գերազանցումներով: Մասնավորապես հողերում ծանր մետաղների միջին պարունակությունների ՍԹԿ նկատմամբ գերազանցումներով կազմված նվազող շարքը ունի հետևյալ տեսքը՝ $Pb_{(1.7)}$-$Cr_{(1.4)}$-$Zn_{(1.2)}$, որից կարելի է նկատել, որ սանիտարահիգիենիկ տեսանկյունից առաջնային աղտոտիչներ են՝ Pb, Cr, Zn–ը: ՍԹԿ նկատմամբ առավել բարձր գերազանցումներով աչքի են ընկել Zn-ը՝ հարյուրապատիկ, իսկ Pb, Cu, Ni, Cr-ը՝ տասնապատիկ անգամ: Ըստ օրենքով նախատեսված ԿՀՑ-ի մակարդակների՝ քաղաքի տարածքի 83.4%-ը բնութագրվում է աղտոտման թույլատրելի մակարդակով, 15%-ը ցածր, 1.6%-ը՝ միջին, բարձր և գերբարձր մակարդակները միասին [11]:

Քաղաքում գրանցված ծանր մետաղների նման պարունակությունները ենթադրում են ոչ միայն պոտենցիալ էկոլոգիական, այլ նաև բնակչության առողջության ռիսկի առկայություն [11]: Ուստի, միայն աղտոտման մակարդակների ֆիքսումը և գնահատումը բավարար չէ առողջական ռիսկերը հասկանալու համար: Ընդ որում միջավայրի աղտոտմանը հասարակության տարբեր խմբեր տարբեր կերպ են արձագանքում: Այս տեսանկյունից առավել խոցելի են ծերերը, հղիները և երեխաները, որոնց իմունային համակարգը առավել թույլ է, իսկ դիմադրողականությունը առավել ցածր է:

Խոցելի խմբերից առանձնակի ուշադրության են արժանի երեխաները, որոնց օրգանիզմը և իմունային համակարգը գտնվում է դեռևս զարգացման փուլում, իրենց մարմնի չափերի համեմատ՝ թթվածնի և սննդի պահանջն ավելի մեծ է [67], բացի այդ նրանք մոբիլ չեն և հիմնականում ապրում, խաղում և հաճախում են ՆՈՒՀ միևնույն տարածքում՝ անընդհատ ենթարկվելով քաղաքի տվյալ տարածքի աղտոտման ազդեցությանը: Երեխաները խաղահրապարակների կամ ՆՈՒՀ-ի տարածքներում շփվելով անմիջապես հողի հետ, շնորհիվ իրենց՝ ձեռքից բերան վարքագծի, առավել շատ են ենթարկվում ծանր մետաղների ազդեցությանը [67, 80, 117, 128]:

Երևան քաղաքի տարածքում բացահայտված ծանր մետաղների բարձր պարունակությունների պայմաններում խիստ անհրաժեշտություն էր առաջացել իրականացնել քաղաքի մանկապարտեզների (ՆՈՒՀ) տարածքների հողերի հետազոտությունը: Վերջինիս արդյունքում բացահայտել են ծանր մետաղների ֆոնային և ՍԹԿ գերազանցումներով պարունակություններ Երևանի հետազոտված ՆՈՒՀ-երի մեծամասնության հողերում [29]:

Այսպես, դիտարկված 111 ՆՈՒՀ-ի հողերում գրանցվել է Mo, V, Hg-ի ֆոնային գերազանցումներ: ՆՈՒՀ-երի հողերում տարրերի միջին գերազանցումների շարքը հանդես է գալիս հետևյալ տեսքով՝ $Hg_{(5.4)}$-$Mo_{(2.6)}$-$Zn_{(2.5)}$-$V_{(2.2)}$-$Cd_{(1.8)}$-$Cu_{(1.4)}$-Ba, Mn, $Ni_{(1)}$, որից ակնհայտ է, որ որպես առաջնային աղտոտիչներ հանդես են գալիս Hg, Mo, Zn, V, Cd-ը: Համաձայն աղտոտման գումարային գործակցի 102 ՆՈՒՀ-ում (92%) գրանցվել է աղտոտման ցածր մակարդակ, 7-ում (0.06%)՝ միջին և 2-ում՝ (0.02%) բարձր մակարդակ:

ՍԹԿ նկատմամբ գերազանցումներ գրանցվել են 42 ՆՈՒՀ-երի հողերում: ՍԹԿ նկատմամբ գերազանցումներ դրսևորել են Cr, Ni, Cu, Zn, Cd, V-ը: Միջին ՍԹԿ գերազանցումների շարքը ունի հետևյալ տեսքը՝ $Cd_{(5.4)}$-$Zn_{(3.2)}$-$Ni_{(1.4)}$-$Cu_{(1.3)}$-$Cr_{(1.2)}$-$V_{(1),}$ որից երևում է, որ որպես առաջնային աղտոտիչներ այս դեպքում հանդես են գալիս Cd, Zn, Ni, V, Cr, Ni, Cu-ը: ՍԹԿ գերազանցումները գտնվում են ցածր մակարդակում: Zn-ի գերազանցումները 32 ՆՈՒՀ-ում գտնվում են ցածր, իսկ 3-ում՝ միջին մակարդակում: Cd-ի ՍԹԿ նկատմամբ գերազանցումները 2 ՆՈՒՀ-ում գտնվում են ցածր, 1-ում՝ բարձր, և 1-ում՝ գերբարձր աղտոտման մակարդակներում: Համաձայն ԿՀՑ-ի, 109 ՆՈՒՀ-ում (98%) հողերը գտնվում են աղտոտման թույլատրելի մակարդակում, իսկ 2-ում (0.02%)՝ ցածր մակարդակում [29]:

Հողերից ծանր մետաղների գումարային ազդեցության դեպքում գրեթե բոլոր ՆՈՒՀ-երում (102 ՆՈՒՀ) առկա է ոչ քաղցկեղածին և քաղցկեղածին ռիսկի հավանականություն երեխաների առողջության համար: Քաղցկեղածին ռիսկը պայմանավորված է Cr-ով և բոլոր ՆՈՒՀ-ում գտնվում է ցածր մակարդակում:

Քաղաքի ՆՈՒՀ-երի հողերում գրանցված աղտոտման մակարդակները հիմնավորում են դրանց առավել մանրամասն հետազոտման կարիքը: Ավելին, ՆՈՒՀ-ում երեխաներն անմիջական շփման մեջ են մտնում ոչ միայն հողի, այլ նաև փոշու հետ, որը կարող է պարունակել ծանր մետաղներ, ուստի Երևանի հետազոտված ՆՈՒՀ-ից մեկում իրականացվել է ավելի մանրամասն հետազոտություն, որը ընդգրկել է հողերը, ներսի, դրսի և տերևների փոշին:

Խնդրահարույց ՆՈՒՀ-երի թվին դասվող մոդելային մանկապարտեզը (ՆՈՒՀ) գտնվում է Երևանի Շենգավիթ համայնքում *(նկ. 45)*, որը մնացած համայնքների շրջանում առանձնանում է աղտոտման առավել բարձր մակարդակներով [11]:Մանկապարտեզը տեղակայված է բանուկ, ծանրաբեռնված փողոցից մոտ 20մ հեռավորության վրա: ՆՈԻՀ-ի տարածքը հիմնականում ասֆալտապատ է, սակավ բուսականությամբ: Այս մանկապարտեզում նախկին հետազոտությունների համաձայն գրանցվել են V, Cr, Mo, Hg, Cu, Zn-ի ֆոնային, և Zn-ի ՍԹԿ գերազանցումներ:

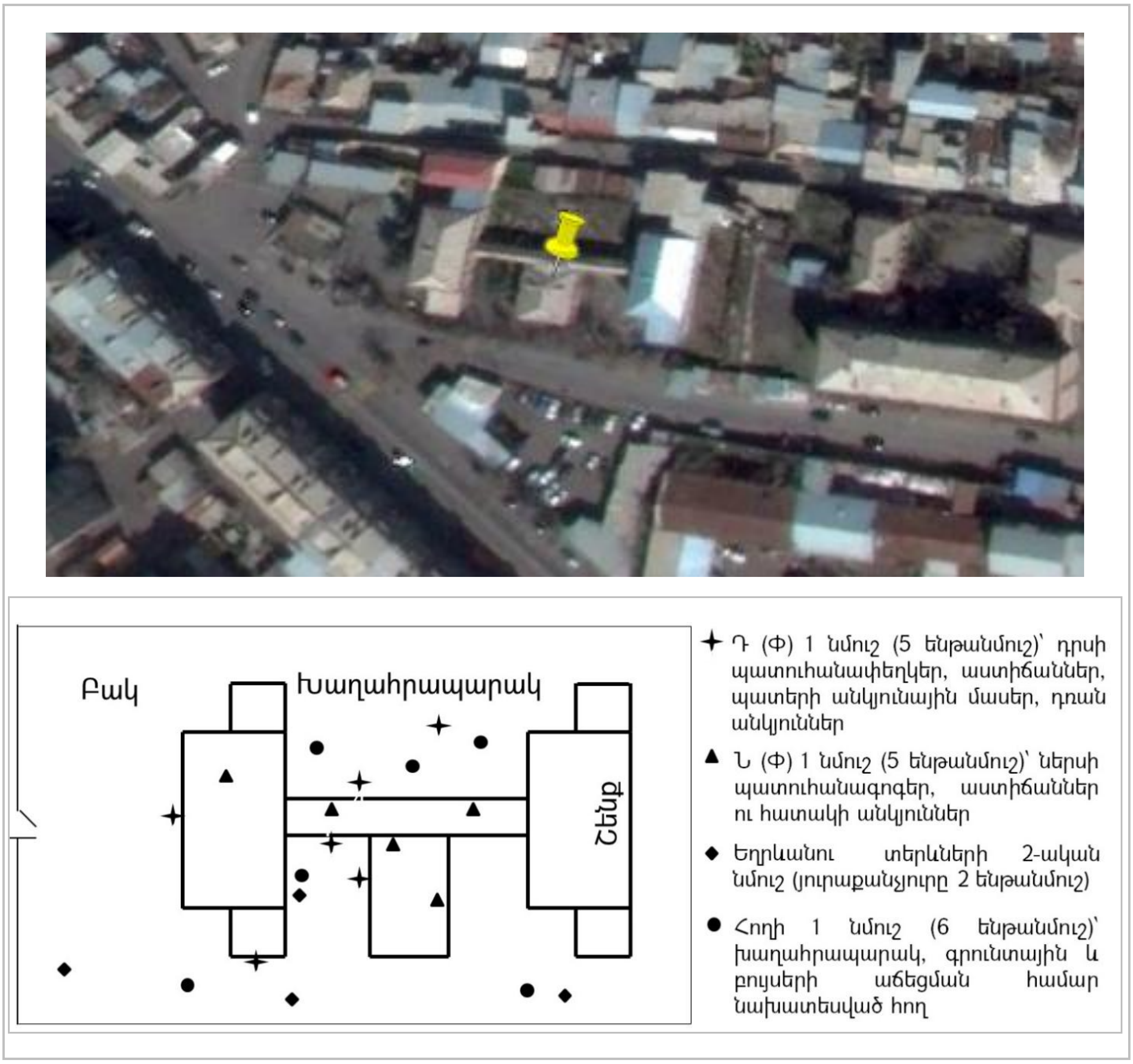
ՆՈԻՀ-ի տարածքում եղրևանու *(Syrínga Vulgaris)* տերևների փոշու հետազոտության արդյունքները ցույց տվեցին, որ տերևների փոշու ծանրաբեռնվածությունը կազմում է 57.23 կգ/կմ^2 օրական, որը համաձայն Ա. Ի. Պերելմանի առաջարկած սանդղակի պատկանում է փոշու ծանրաբեռնվածության ցածր մակարդակին: Տերևների փոշում (Փ(Տ)) գրանցվել են դիտարկված բոլոր տարրերը (Cd, Mo, Pb, Ni, Cr, Co, Ag, Zn, Cu) բացի Hg-ից: Այս տարրերը հայտնաբերվել են նաև հետազոտված մյուս 3 սուբստրատներում՝ հող (Հ), շենքի ներսի փոշի (Փ(Ն)), դրսի (բակ) փոշի (Փ(Դ)) [113]:

Hg-ը հայտնաբերվել է միայն հողում: Cd, Mo, Pb, Ni, Zn, Cu-ի պարունակությունները գերազանցում են հողի համար սահմանված ֆոնային արժեքները բոլոր սուբստրատներում: Ֆոնից գերազանցում չի գրանցվել միայն Co-ի պարունակությունների համար, իսկ Hg - ի գրանցված պարունակությունը հողերում գերազանցում է ֆոնը 1.7 անգամ: Cr-ի ֆոնից գերազանցում դիտվել է դրսի փոշում (1.25 անգամ) և հողում (1.1 անգամ): Cd, Ni, Ag, Cu-ի առավելագույն պարունակությունները գրանցվել են Փ (Ն)-ում, Mo-ի համար Փ (Տ)-ում, Pb, Zn-ի համար՝ Փ (Դ)-ում, Cr-ի և Co-ի համար՝ հողերում:

Ընդհանուր առմամբ տարրերի համեմատաբար բարձր պարունակություններով, հետևաբար նաև առավելագույն ֆոնային գերազանցումներով աչքի են ընկնում դրսի և ներսի փոշին *(աղ. 27)*:

Շենքի ներսի փոշում դիտվել են Ni, Cd, Ag, Cu-ի առավելագույն ֆոնային գերազանցումները՝ կազմելով համապատասխանաբար 3.8, 16.1, 3.7 անգամ, իսկ Pb-ի և Zn-ի առավելագույն գերազանցումները դիտվել են դրսի փոշում՝ կազմելով համապատասխանաբար 50.1, 3.8 *(նկ. 46)*: Cd, Pb-ի բարձր պարունակությունները մասնավորապես ներսի և դրսի փոշում կարող են բացատրվել նաև ՆՈԻՀ-ի պատուհանների ներկման համար օգտագործված սպիտակ ներկով, որի թափված կտորները առկա են եղել փոշու հավաքագրված նմուշում: Վերջինս ըստ գրականության [117, 128] կարող է պարունակել վերոնշյալ տարրերը և աղտոտման այլ աղբյուրների հետ միասին հանդիսանալ լրացուցիչ աղբյուր:

Mo-ի առավելագույն գերազանցումը դիտվել է տերևի փոշում, կազմելով 28.4 անգամ, ինչը բնականաբար կարող է բացատրվել Երևանի օդային ավազանում վերջինիս՝ որպես առաջնային աղտոտիչ հանդիսանալով:



Նկար 45. ՆՈՒՀ-ի տարածական տեղադիրքը և նմուշառման կետերը

Բոլոր նմուշներում մեծ ֆոնային գերազանցումներով առանձնանում են Pb, Mo-ը՝ հանդես գալով որպես առաջնային աղտոտիչներ, ինչը երևում է նաև կազմված երկրաքիմիական շարքերից: Բոլոր սուբստրատների երկրաքիմիական շարքերը որակապես միմյանց մոտ են և աչքի են ընկնում բարձր ինտենսիվությամբ: Գումարային ինտենսիվության առավելագույն արժեքը ներսի փոշում է՝ կազմելով 77.23 *(աղ. 29)*:

Ըստ գումարային ինտենսիվության, նմուշները հաջորդում են հետևյալ շարքով. Փ(Ն)>Փ(Դ)>Փ(Տ)>Հ:

ՆՈՒՀ-ի տարածքում տարբեր սուբստրատների երկրաքիմիական վիճակի համեմատությունը ՆՈՒՀ-ի մերձակա հողերի նմուշառման կետերի (N52012, N52008) *(աղ. 28)* երկրաքիմիական առանձնահատկությունների հետ ցույց է տալիս որակական և քանակական նմանություններ: Մերձակա հողերի երկրաքիմիական շարքերում որպես առաջնային աղտոտիչ նույնպես Pb-ն է, որի պարունակությունները ցածր են ՆՈՒՀ-ի տարածքի փոշու նմուշների հետ համեմատած, սակայն առավել մոտ հողի նմուշի հետ: Բացի այդ և՛ ՆՈՒՀ-ի, և՛ մերձակա հողերի երկրաքիմիական շարքերը աչքի են ընկնում Zn, Cu, Ni-ի միմյանց մոտ գերազանցումներով: Առանցքային տարբերություն նկատվում է Mo-ի դեպքում, որը բավականին բարձր գերազանցումներ է դրսևորում ՆՈՒՀ-ի տարածքի բոլոր նմուշներում, և ֆոնային արժեքը չի գերազանցում կամ մոտ է մերձակա հողերում:

ՆՈՒՀ-ի փոշու նմուշներում գումարային ինտենսիվությունը դրսևորում է առավել բարձր արժեք, քան ՆՈՒՀ-ի մերձակա հողերի նմուշներում, իսկ ՆՈՒՀ-ի հողի նմուշում գումարային ինտենսիվությունը ևս բարձր է մերձակա հողերի միջին գումարային ինտենսիվության հետ համեմատ:

Ըստ Աղտոտման Գումարային գործակցի հողում գրանցվել է աղտոտման միջին մակարդակ՝ կազմելով 28.5, տերևների փոշում ցածր մակարդակ Փ(Տ)՝ 51.7, իսկ մնացած միջավայրերում բարձր մակարդակ՝ կազմելով Փ(Ն)՝ 72.2, Փ(Դ)՝ 61.9 *(նկ. 47)*: Անհրաժեշտ է նշել, որ ՆՈՒՀ-ը գտնվում է ոչ միայն բարձր ծանրաբեռնվածության փողոցին բավականին մոտ, այլ նաև Երևանի հողերի աղտոտման բարձր մակարդակի դաշտում *(նկ. 48)* և այս հարակից հողերը, ինչպես նաև ճանապարհային փոշին հատկապես ծանրաբեռնված երթևեկության պայմաններում կարող են ՆՈՒՀ-ի տարածքի փոշու ծանր մետաղներով աղտոտման լրացուցիչ աղբյուր հանդիսանալ: Վերջին հանգամանքին նպաստում է ՆՈՒՀ-ի տարածքի կանաչ պատնեշների սակավությունը:

Սանիտարահիգիենիկ ցուցանիշների վերլուծությունը ցույց տվեց, որ ՍԹԿ-ն գերազանցել են միայն Pb, Zn, Cu-ը *(նկ. 49)*: Pb-ը ՍԹԿ-ն գերազանցում է դրսի, ներսի, տերևի փոշում՝ կազմելով համապատասխանաբար 3.7, 2.4, 1.3 անգամ, Zn-ը՝ հողում

(1) և ներսի փոշում (1.3), Cu-ը՝ ներսի փոշում (1.1 անգամ) *(նկ. 49)*:

Աղյուսակ 27

Քիմիական տարրերի պարունակությունները հողում, ներսի, դրսի և տերևների փոշում

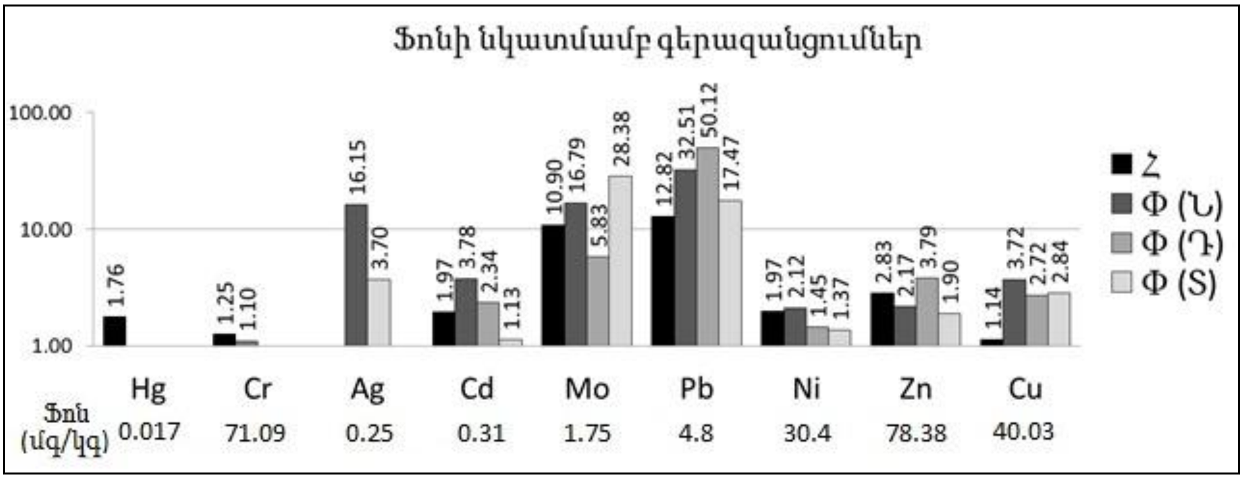
Միջավայր	Տարրերի պարունակությունները (մգ/կգ)									
	Hg	**Cd**	**Mo**	**Pb**	**Ni**	**Cr**	**Co**	**Ag**	**Zn**	**Cu**
Ֆոն	**0.017**	**0.31**	**1.75**	**4.8**	**30.4**	**71.09**	**15.65**	**0.25**	**78.38**	**40.03**
ՍԹԿ	**2.1**	**2**	**132**	**65**	**80**	**90**	**-**	**-**	**220**	**132**
Հ	0.03	0.61	19.07	61.55	59.96	89.06	11.20	0.06	221.73	45.45
Փ (Ն)	-	1.18	29.37	156.05	64.51	39.05	6.85	4.04	170.00	149.03
Փ (Դ)	-	0.73	10.20	240.59	44.19	78.25	7.81	0.01	296.82	109.04
Փ (Տ)	-	0.35	49.67	83.87	41.54	44.36	4.42	0.93	148.58	113.64

Ծանուցում. թավ «-» արժեքներ չեն գրանցվել, «-» տվյալներ չկան, կարմիրով առանձնացված են ֆոնային գերազանցումները, ընդգծված են ՍԹԿ գերազանցումները

Աղյուսակ 28

Հետազոտված սուբստրատների հաջորդականությունը ըստ տարրերի պարունակությունների

Տարր	Պարունակությունների նվազման շարք	Տարր	Պարունակությունների նվազման շարք
Cd	Փ(Ն)>Փ(Դ)>Հ>Փ(Տ)	**Co**	Հ>Փ(Դ)>Փ(Ն)>Փ(Տ)
Mo	Փ(Տ)>Փ(Ն)>Հ>Փ(Դ)	**Ag**	Փ(Ն)>Փ(Տ)>Հ>Փ(Դ)
Pb	Փ(Դ)>Փ(Ն)>Փ(Տ)>Հ	**Zn**	Փ(Դ)>Հ>Փ(Ն)>Փ(Տ)
Ni	Փ(Ն)>Հ>Փ(Դ)>Փ(Տ)	**Cu**	Փ(Ն)>Փ(Տ)>Փ(Դ)>Հ
Cr	Հ>Փ(Դ)>Փ(Տ)>Փ(Ն)	**Hg**	Հ



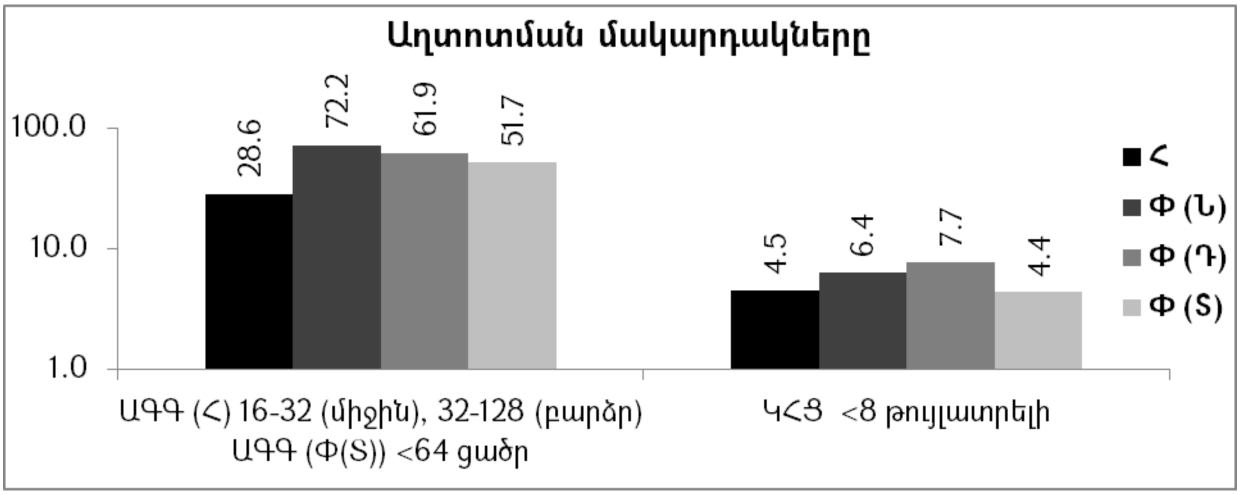
Նկար 46. Տարրերի պարունակությունների գերազանցումները ֆոնի նկատմամբ

Աղյուսակ 29

Երկրաքիմիական շարքերը յուրաքանչյուր միջավայրի համար

Միջավայր	Երկրաքիմական շարքեր	Գումարային ինտենսիվություն
Հ	$Pb_{(12.8)}-Mo_{(10.9)}-Zn_{(2.8)}-Ni, Cd_{(1.9)}-Hg_{(1.7)}-Cr_{(1.2)}-Cu_{(1.1)}$	34.64
Փ (Ն)	$Pb_{(32.5)}-Mo_{(16.8)}-Ag_{(16.1)}-Cd_{(3.8)}-Cu_{(3.2)}-Zn_{(2.2)}-Ni_{(2.1)}-Cr_{(1.1)}$	77.23
Փ (Դ)	$Pb_{(50.1)}-Mo_{(5.8)}-Zn_{(3.8)}-Ag_{(3.7)}-Cu_{(2.7)}-Cd_{(2.3)}-Ni_{(1.4)}$	67.36
Փ (Տ)	$Mo_{(28.4)}-Pb_{(17.5)}-Cu_{(2.8)}-Zn_{(1.9)}-Ni_{(1.4)}-Cd_{(1.1)}$	56.78
52012	$Pb_{(24)}>Zn_{(4.5)}-Cr_{(3)}-Cu_{(2)}-V_{(1.9)}-Ni_{(1.7)}-Sr_{(1)}-Mn_{(1)}$	41,68
52008	$Pb_{(12.1)}>Zn_{(2.4)}-Ni_{(2.3)}-V_{(2)}-Cr_{(1.6)}-Cu_{(1.5)}-Mo_{(1.2)}-Sr_{(1.1)}$	25,4

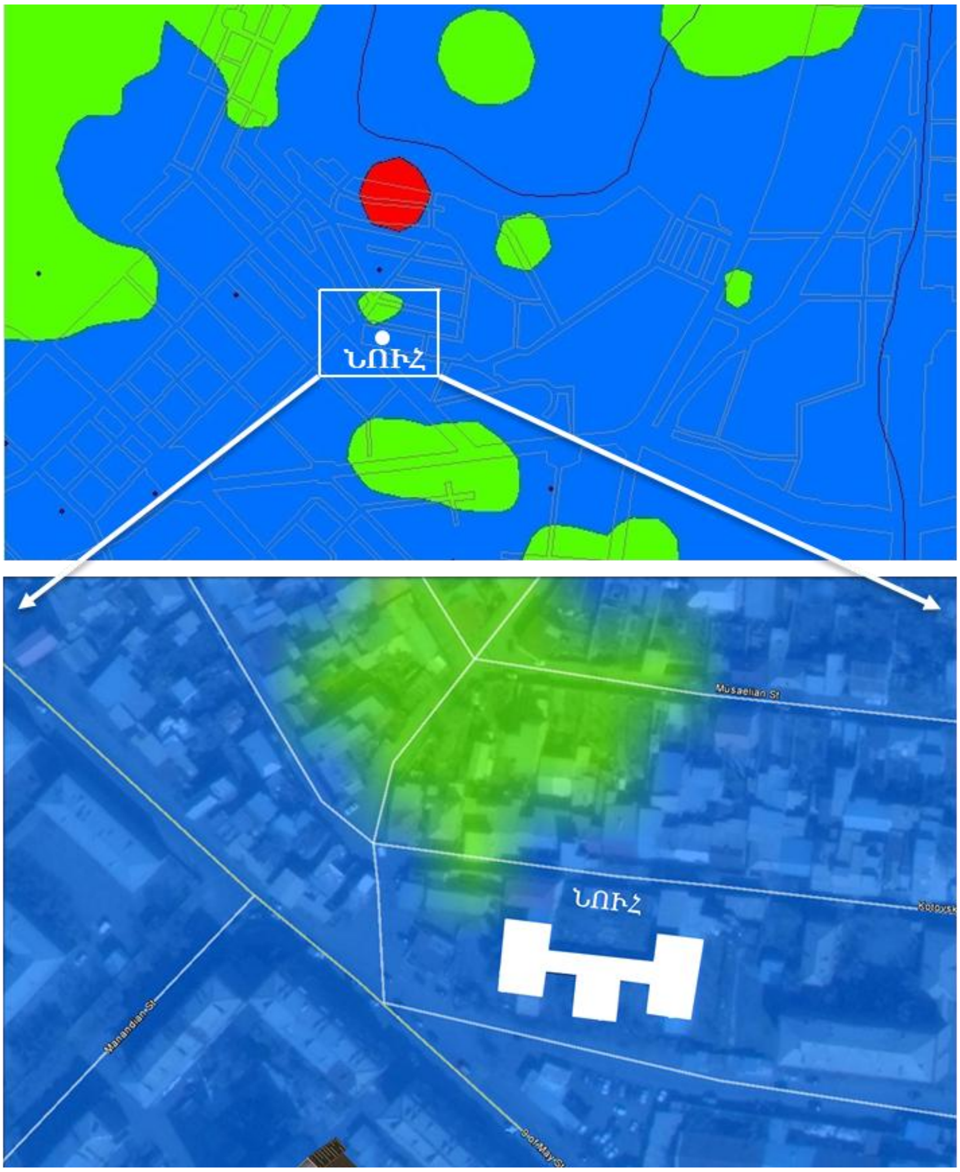
Ծանուցում. փակագծերում նշված են Kc>1 արժեքները



Նկար 47. Աղտոտման մակարդակները ըստ ԱԳԳ և ԿՀՑ

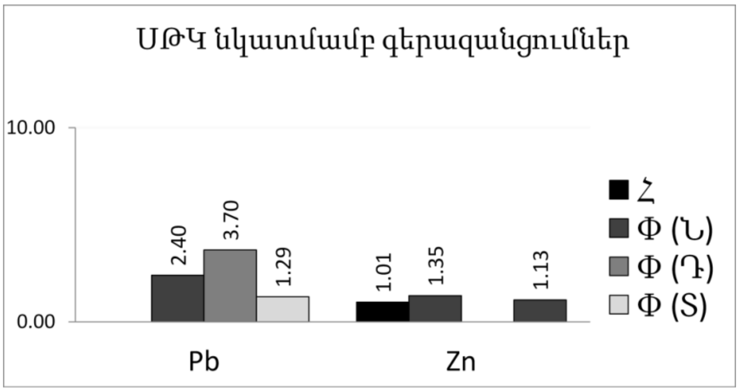
Սանիտարահիգիենիկ ցուցանիշների վերլուծությունը ցույց տվեց, որ ՍԹԿ-ն գերազանցել են միայն Pb, Zn, Cu-ը (նկ. 49)։ Pb-ը ՍԹԿ-ն գերազանցում է դրսի, ներսի, տերևի փոշում՝ կազմելով համապատասխանաբար 3.7, 2.4, 1.3 անգամ, Zn-ը՝ հողում (1) և ներսի փոշում (1.3), Cu-ը՝ ներսի փոշում (1.1 անգամ) *(նկ. 49)*։ Ինչը երևում է նաև կազմված սանիտարահիգիենիկ շարքերից։ Ներսի և դրսի փոշիների սանիտարահիգիենիկ շարքերը բնութագրվում են 2 տարրի առկայությամբ և շարքերի I-ին տեղում Pb-ն է, տերևների փոշու սանիտարահիգիենիկ շարքը ներկայացված է միայն Pb-ով, իսկ հողինը՝ Zn-ով *(աղ. 30)*։ Գումարային ինտենսիվության համեմատաբար բարձր արժեք դիտվել է դրսի փոշում կազմելով 7.74։ Ըստ գումարային ինտենսիվության նմուշները դասավորվում են հետևյալ հաջորդականությամբ Փ(Դ)>Փ(Ն)>Հ>Փ(Տ) *(աղ. 29)*։ Համաձայն ԿՀՑ-ի՝ բոլոր սուբստրատներում աղտոտման մակարդակը ցածր է *(նկ.*

47), Hg, Cd, Pb, Cu, Mo, Ni, Cr-ի պարունակությունները գտնվում են աղտոտման թույլատրելի, իսկ Zn-ինը՝ ցածր մակարդակում *(նկ. 49)*:



Նկար 48. ՆՈՒՀ-ի տարածական տեղադիրքը Երևանի հողերի աղտոտման (ըստ ԱԳԳ) քարտեզ-սխեմայում

Սանիտարահիգիենիկ գնահատման համեմատական վերլուծությունը ՆՈՒՀ-ի մերձակա հողերի վիճակի հետ ցույց է տալիս, որ թեև կից հողային նմուշների սանիտարահիգիենիկ շարքերի I-ի տեղում Cr-ն է, այնուամենայնիվ դրանցից մեկի շարքը բնութագրվում է Pb-ի և Zn-ի առկայությամբ, ինչպես և ՆՈՒՀ-ի սուբստրատների սանիտարահիգիենիկ շարքերը: Մերձակա նմուշներից մեկը բնութագրվում է ԿՀՑ բարձր, իսկ մյուսը ցածր մակարդակով, ինչը դիտվել է նաև ՆՈՒՀ-ի բոլոր սուբստրատներում:



Նկար 49. Տարրերի պարունակությունների գերազանցումները ՍԹԿ նկատմամբ

Աղյուսակ 30

Սանիտարահիգիենիկ շարքերը յուրաքանչյուր միջավայրի համար

Միջավայր	**Սանիտարահիգիենիկ շարքեր**	**Գումարային ինտենսիվություն**
Հ	$Zn_{(1)}$	4.50
Փ (Ն)	$Pb_{(2.4)}$-$Cu_{(1.1)}$	6.36
Փ (Դ)	$Pb_{(3.7)}$-$Zn_{(1.3)}$	7.74
Փ (S)	$Pb_{(1.3)}$	4.39
52012	$Cr_{(2.4)}$-$Pb_{(1.8)}$-$Zn_{(1.6)}$	8.61
52008	$Cr_{(1.3)}$	5.90

Ոչ քաղցկեղածին ռիսկի գնահատում

ՆՈՒՀ-ի տարածքում երեխաների՝ դիտարկված սուբստրատներում ծանր մետաղներից ոչ քաղցկեղածին ռիսկի գնահատման արդյունքները բերված են աղ. 30-ում: Վտանգի գործակցի (HQ) արժեքները բոլոր նմուշներում և բոլոր տարրերի համար գտնվում են թույլատրելի մակարդակում (HQ<1), ինչը նշանակում է, որ չնայած ՆՈՒՀ-ի տարածքում առկա են տարրերի պարունակությունների ֆոնային և ՍԹԿ գերազանցումներ, այնումենայնիվ գրանցված առանձին տարրերի պարունակությունները վտանգ չեն ներկայացնում: Առանձին տարրերի HQ արժեքները նվազում են հետևյալ կերպ. հողի դեպքում՝ Zn>Cr>Pb>Ni>Cu>Mo>Co>Cd>Ag>Hg, ներսի փոշի՝ Zn>Pb>Cu >Ni>Cr>Mo>Co>Ag>Cd, դրսի փոշի Zn>Pb>Cu>Cr>Ni>Mo>Co>Cd>Ag, տերևի փոշի՝ Zn>Cu>Pb>Mo>Cr>Ni>Co>Ag>Cd, ինչը ցույց է տալիս, որ թեև հավանական առողջական ռիսկ առկա չէ, բայց և այդպես ռիսկի մեջ առաջնային տարրեր հանդես են գալիս Zn, Pb, Cu-ը *(աղ. 31)*:

Աղյուսակ 31

Ծանր մետաղներից ոչ քաղցկեղածին ռիսկ

Միջա-վայր		HQ առանձին տարրերի համար										HI
		Hg	Cd	Mo	Pb	Ni	Cr	Co	Ag	Zn	Cu	
	RFD	1.60E-04	1.00E-03	5.00E-03	3.50E-03	2.00E-02	3.00E-03	3.00E-04	5.00E-03	3.00E-01	4.00E-02	
Հ		2.77E-07	5.67E-06	1.76E-04	5.69E-04	5.54E-04	8.23E-04	1.03E-04	5.08E-07	2.05E-03	4.20E-04	4.70E-03
Ֆ (Ն)		_	1.09E-05	2.71E-04	1.44E-03	5.96E-04	3.61E-04	6.33E-05	3.73E-05	1.57E-03	1.38E-03	5.73E-03
Ֆ (Դ)		_	6.76E-06	9.43E-05	2.22E-03	4.08E-04	7.23E-04	7.22E-05	7.39E-08	2.74E-03	1.01E-03	7.28E-03
Ֆ (S)		_	3.25E-06	4.59E-04	7.75E-04	3.84E-04	4.10E-04	4.08E-05	8.55E-06	1.37E-03	1.05E-03	4.50E-03

Հավանական առողջության ռիսկ առկա չէ նաև և ոչ մի միջավայրերից (HI<1) բազմատարր ազդեցության դեպքում *(աղ. 31)*:

Երևան քաղաքի մոդելային մանկապարտեզում փոշու և ծանր մետաղների մակարդակների և ռիսկի գնահատման արդյունքները թույլ են տալիս եզրակացնելու, որ

- ֆոնային գերազանցումներ գրանցվել են դիտարկված բոլոր տարրերի մոտ, բացառությամբ Co-ի: Բավականին բարձր գերազանցումներով աչքի են ընկնում Pb, Mo-ը և Ag-ը: Որպես առաջնային աղտոտիչ բոլոր նմուշներում հանդիսանում են Pb-ը և, Mo-ը:
- Ըստ ԱԳԳ-ի հողում գրանցվել է աղտոտման միջին մակարդակ, Ֆ(S)-ում ցածր մակարդակ, իսկ Ֆ(Ն) և Ֆ(Դ), բարձր մակարդակ:
- ՍԹԿ նկատմամբ գերազանցումներ առկա են միայն Pb, Zn, Cu-ի դեպքում: ՍԹԿ գերազանցումների թվով նույնպես առանձնանում է Ֆ(Ն)-ն: Սանիտարահիգիենիկ շարքերի I-ին տեղում հողի դեպքում Zn-ն է, իսկ մնացած միջավայրերում Pb-ը: Ըստ ԿՀՑ-ի բոլոր միջավայրերում աղտոտման մակարդակը ցածր է: Բոլոր տարրերի պարունակությունները գտնվում են թույլատրելի կամ ցածր մակարդակում:
- Համաձայն ԱՄՆ ՇՄՊԳ մոդելի վրա հիմնված ռիսկի գնահատման արդյունքների ՆՈՒՀ-ի հողերում և փոշում տարրերի նման պարունակությունները մանկապարտեզ հաճախող երեխաների համար հավանական ռիսկ չեն ներկայացնում:

ԵԶՐԱԿԱՑՈՒԹՅՈՒՆՆԵՐ

Երևան քաղաքի օդային ավազանի փոշով և ծանր մետաղներով աղտոտման մակարդակների և առողջական ռիսկերի գնահատման արդյունքները ցույց են տվել, որ փոշին հանդիսանում է քաղաքի համար օդային ավազանի աղտոտիչ, իսկ փոշում ծանր մետաղների գրանցված պարունակությունները պոտենցիալ առողջական ռիսկ են ներկայացնում բնակչության համար՝ հիմնվելով հետևյալ եզրակացությունների վրա.

1. Քաղաքում փոշու ծանրաբեռնվածության միջին արժեքը ամռանը (471.4 կգ/կմ^2 օրական) գտնվում է բարձր, իսկ ձմռանը (383.4 կգ/կմ^2 օրական)՝ միջին մակարդակներում: Տատանման սահմանները ամռանը կազմում է 110.3-912.9, իսկ ձմռանը՝ 38,3-2072.3 կգ/կմ^2 օրական: Փոշու ծանրաբեռնվածության բարձր մակարդակով և՛ ամռանը, և՛ ձմռանը առանձնանում է կենտրոն համայնքը:
2. Տերևների և ձյան փոշում ծանր մետաղների պարունակությունները գերազանցում են ֆոնային և ՍԹԿ արժեքները: Որպես առաջնային աղտոտիչներ և' երկրաքիմիական, և' սանիտարահիգիենիկ տեսանկյունից առանձնանում են Mo-ը և Cd-ը, ինչը երևում է կազմված միջին շարքերից.

երկրաքիմիական	$Mo_{(579.8)}$-$Cd_{(155.9)}$>$Hg_{(33.5)}$-$Ag_{(26.8)}$-$As_{(22.8)}$>$Cu_{(7.4)}$-$Pb_{(6.7)}$-$Co_{(4.0)}$-$Zn_{(3.6)}$ (տերև)
	$Mo_{(657.6)}$>$Cd_{(28.4)}$-$Ag_{(27.8)}$-$Pb_{(20)}$-$Hg_{(17)}$-$Cu_{(9.7)}$-$Zn_{(3.6)}$-$Ni_{(1.2)}$(ձյուն)
սանիտարահիգիենիկ	$Cd_{(24.3)}$>$Mo_{(7.7)}$-$Cu_{(2.2)}$-$As_{(1.6)}$-$Zn_{(1.3)}$ (տերև)
	$Mo_{(8.7)}$-$Cd_{(4.4)}$-$Cu_{(2.9)}$-$Pb_{(1.5)}$ (ձյուն)

3. Քաղաքի օդային ավազանի փոշում ծանր մետաղների ինտեգրալ գնահատումը ցույց տվեց, որ Աղտոտման գումարային գործակցի (ԱԳԳ) միջին արժեքները և' ամռանը (միջին՝ 805.5, տատանման սահանման՝ 22-14172), և' ձմռանը (միջին՝ 706.3, տատանման սահման՝ 18-15368) գտնվում է գերբարձր աղտոտման մակարդակում, Կոնցենտրացիայի հանրագումարային ցուցանիշի (ԿՀՑ) միջին արժեքները ամռանը (40.1, տատանման սահման՝ 2.6-398.8) բարձր, իսկ ձմռանը՝ (19.6, տատանման սահման՝ 1.6-223.1) միջին աղտոտման մակարդակում: Տարածական բաշխվածության առումով և' ըստ ԱԳԳ-ի, և' ըստ ԿՀՑ-ի բարձր աղտոտվածությամբ երկու սեզոններին էլ առանձնանում է քաղաքի հարավային, արդյունաբերական հատվածը:
4. Փոշում գրանցված ծանր մետաղների պարունակությունները ռիսկային են

բնակչության առողջության համար, մասնավորապես առավել ռիսկի տակ են գտնվում երեխաները, ի համեմատ մեծահասակների: Ոչ քաղցկեղածին ռիսկ երեխաների համար ամռանը ներկայացնում են Mo, Cd, Co, As տարրերը, իսկ ձմռանը՝ միայն Mo-ը և Co-ը: Մեծահասակների համար և' ամռանը, և' ձմռանը ռիսկ են ներկայացնում Mo-ի գրանցված պարունակությունները: Քաղցկեղածին ռիսկ առկա է Cr և As տարրերից՝ կլանման ուղուց:

5. Քաղաքի տարբեր ֆունցիոնալ տարածքների ծառերի տերևների և՛ փոշու ծանրաբեռնվածության, և՛ ծանր մետաղների ծանրաբեռնվածության, և՛ ծանր մետաղների գումարային չափաբաժնի համեմատաբար բարձր արժեքները գրանցվել են ծանրաբեռնված Հերացի փողոցում: Դիտարկված տարրերից ֆոնային գերազանցումներ գրանցվել են Zn, Pb, Mo, Cd, Cu, Ag տարրերի համար: Pb, Cu, Zn-ի առավելագույն գերազանցումները գրանցվել են Հերացի փողոցում, իսկ Ag, Cd, Mo-ի՝ Անգլիական այգում: ՍԹԿ նկատմամբ գերազանցումներ դիտվել են Zn, Cu, Pb-ի համար Հերացիում, իսկ Zn-ի համար՝ Անգլիական այգում: Համաձայն ԿՀՑ-ի, ԱԳԳ բոլոր նմուշներում դիտվել է աղտոտման թույլատրելի մակարդակ:
6. Ծանրաբեռնված Հերացի փ.-ի սոսու տերևների փոշու մասնիկների, մագնիսային մասնիկների քանակները, մասնիկների խտությունը, ինչպես նաև փոշում տարրերի կշռային պարունակությունները ավելի մեծ են, քան կանաչ տարածքում՝ Անգլիական այգում: Եվ' Հերացի փ.ում, և' Անգլիական այգում փոշու մեջ գերակշռում են մանր մասնիկները:
7. Մանկապարտեզի հողում, ներսի, դրսի և տերևների փոշում գրանցված տարրերի պարունակությունները դրսևորում են ինչպես ֆոնային, այնպես էլ ՍԹԿ նկատմամբ գերազանցումներ: Որպես առաջնային աղտոտիչ երկրաքիմիական տեսանկյունից, բոլոր նմուշներում Pb, Mo-ն են, իսկ սանիտարահիգիենիկ տեսանկյունից՝ Pb-ը բոլոր փոշիներում, և Zn-ը՝ հողում: Ըստ ԱԳԳ-ի՝ մանկապարտեզի հողում գրանցվել է աղտոտման միջին մակարդակ, իսկ ներսի, դրսի, տերևների փոշում՝ բարձր մակարդակ: Ըստ ԿՀՑ-ի՝ բոլոր միջավայրերում աղտոտման մակարդակը ցածր է: Հողերում և փոշում տարրերի նման պարունակությունները մանկապարտեզ հաճախող երեխաների համար առողջական ռիսկ չեն ներկայացնում:

ԳՐԱԿԱՆՈՒԹՅԱՆ ՑԱՆԿ

1. ԳեոԳյումրի՝ Գյումրի քաղաքի շրջակա միջավայրի վերլուծություն, 2005-2008 թթ // «Կայուն մարդկային զարգացման» Ասոցիացիա, Լուսակն, Երևան, 2009, 65 էջ
2. ՀՀ Առողջապահության նախարարի 25 հունվարի 2010 թ. Հրամանը № 01–Ն «Հողի որակին ներկայացվող հիգիենիկ պահանջներ № 2.1.7.003–10 սանիտարական կանոնները և նորմերը հաստատելու մասին»: Երևան, 2010: [Էլեկտրոնային ռեսուրս] մուտքի ռեժիմ՝ http://www.arlis.am/DocumentView.aspx?DocID=56510 , ազատ:
3. ՀՀ Կառավարության 25 հունվարի 2005 թ. № 92-Ն ուղղ. որոշում «Հողային ռեսուրսների վրա տնտեսական գործունեության հետևանքով առաջացած ազդեցության գնահատման կարգը հաստատելու մասին» Երևան, 2005: [Էլեկտրոնային ռեսուրս], մուտքի ռեժիմ՝ http://www.arlis.am/DocumentView.aspx?DocID=13401, ազատ:
4. ՀՀ մայրաքաղաք Երևանը թվերով: 2015 // ՀՀ Ազգային Վիճակագրական Ծառայություն [էլեկտրոնային ռեսուրս], մուտքի ռեժիմ՝ http://www.armstat.am/am/?nid=594, ազատ:
5. ՀՀ Հայէկոմոնիթորինգի տարեկան տեղեկանքներ [էլեկտրոնային ռեսուրս] մուտքի ռեժիմ՝ http://www.armmonitoring.am/index.php?page_name=6 , ազատ:
6. Հովհաննիսյան Հ.Ա., Մուրադյան Ա.Հ., Ներսիսյան Գ.Ս., Ավետիսյան Մ.Հ. Երևան քաղաքի կանաչ նկարկների վիճակի գնահատում // Տեղեկատվական տեխնոլոգիաներ և կառավարում, Երևան, 2008, N5, էջ 53-60:
7. Ներսիսյան Գ.Ս. Ծառատեսակների էկոլոգակենսաքիմիական առանձնահատկությունները Երևան քաղաքի տեխնոգենզի պայմաններում // Գ.00.11 - «Էկոլոգիա» մասնագիտությամբ կենսաբանական գիտությունների թեքնածուի աստիճանի հայցման ատենախոսության սեղմագիր, Երևան, 2011, 23 էջ
8. Սաղաթելյան Ա.Կ., Գևորգյան Վ.Շ, Արևշատյան Ա.Հ., Սահակյան Լ.Վ. Քաջարան քաղաքի շրջակա միջավայրի վիճակի էկոլոգաերկրաքիմիական գնահատում, Երևան, ՀՀ ԳԱԱ Էկոլոգանոոսֆերային հետազոտությունների կենտրոնի հրատ., 2008, 200 էջ

9. Սաղաթելյան Ա.Կ. և այլոք «Երևան քաղաքի մթնոլորտային օդում տարրերի երկրաքիմիական հոսքի հետազոտում» // Գիտական և գիտատեխնիկական գործունեության պայմանագրային (թեմատիկ) ֆինանսավորման «11-1e054» ծածկագրով թեմայի ամփոփիչ հաշվետվություն, 2010-2012, Երևան, 2012, 233 էջ
10. Սաղաթելյան Ա.Կ. և այլոք: «Ծանր մետաղների ասոցիացիաների հետազոտումը քաղաքակենտրոնացված գոտիներում» // 0101 թեմայի հաշվետվություն (2002-2004), Երևան, 2004, 24 էջ
11. Տեփանոսյան Գ. Հ. Երևան քաղաքի տարածքի երկրաքիմիայի և ծանր մետաղների տեխնածին երկրաքիմիական հոսքի առանձնահատկությունները // Գ.00.11 - «Էկոլոգիա» մասնագիտությամբ կենսաբանական գիտությունների թեքնածուի գիտական աստիճանի հայցման ատենախոսության սեղմագիր, Երևան, 2015, 22 էջ
12. Айвазян А. Ю. Воздействие выбросов автотранспорта на воздушный бассейн города Еревана // Автореф. дис. канд. тех. н., инженер. университет. – Ер.: 2007, 23 с.
13. Аревшатян С. Г. Биогеохимическая характеристика загрязнения территории г. Еревана тяжелыми металлами // Автореф. дис. канд. геол. н., инст. геол. – Ер.: 2005, 23 с.
14. Аревшатян С. Г. Лишайники как биоиндикаторы техногенного загрязнения г. Еревана // Тез. респ. науч. конф. “Загрязнение окружающей среды тяжелыми металлами”, 28 июня, 1996 / Изд-во ЦЕНИ НАН РА, Ер.: 1996 с. 62-63
15. Багдасарян А. Б., Багдасарян А.А. Климат Еревана // Отв. Ред. Асланян А.А., Исд-во АН Арм ЦЦР, Ер.: 1985, 129 с.
16. Беляева О. А. Исследования пылепоглотительных свойств древесных растений в сквере им. Х. Абовяна г. Еревана. Мат. // Международного семинара молодых ученых “Антропогенная трансформация природной среды”, 14-17 декабря, 2009. Пермь: 2009, с. 203-208
17. Беус А.А., Грабовская Л., Тихонов Н. Геохимия окружающей среды, Недра, М.: 1976, 248 с

18. Буренков Э.К., Гинзбург Л.Н., Грибанова Н.К. и др. «Комплексная эколого-геохимическая оценка техногенного загрязнения окружающей природной среды» ПРИМА-ПРЕСС, М.: 1997, 72 с.
19. Буренков Э.К., Гинзбург Л.Н., Менчинская О.В. и др. Экогеохимия и экология в Юго-Восточном округе г. Москвы // Прикладная Геохимия, Выпуск 6, Экологическая геохимия Москви и Подмосковья, М.: 2004, с. 84-112
20. Буренков Э.К., Кременецкий А.А. Прикладная Геохимия, Выпуск 6. Экогеохимия и экология в Юго-Восточном округе г. Москвы и Подмосковья // Сборник научных статей.- ИМГРЭ, М.: 2004, 326 с.
21. Давыдова С.Л., Тагасов В.И. Тяжелые металлы как супертоксиканты XXI века // Учеб. пособие.- Изд-во РУДН, М.: 2002, 280 с.
22. Джугарян О. А. Экотоксикология техногенного загрязнения. Морфология.- Ойкумена, Смоленск: 2000, 280 с.
23. Джугарян О. А. Аревшатян С.Г. и др. Экотоксилогическая оценка техногенного загрязнения экосистем промышленных территорий Армении // Экологическая оценка риска загрязнения окружающей среды Кавказа, Изд-во “Ноян Тапан”, Ер.: 2002, с. 64-74
24. Иванов В.В. Экологическая геохимия элементов: Справочник: В. 6 кн. Под ред. Э.К. Буренков.- Экология, Москва, 1995, кн 4: Главные d-элементы, 416 с.
25. Иванов В.В. Экологическая геохимия элементов: Справочник: В. 6 кн. Под ред. Э.К. Буренков, Недра, Москва, 1996, кн 5: Редкие p-элементы, 352 с
26. Иванов В.В. Экологическая геохимия элементов: Справочник: В. 6 кн. Под ред. Э.К. Буренков., Экология, Москва, 1997, кн 5: Редкие d-элементы, 576 с.
27. Илькун Г.М. Загрязнители атмосферы и растения.: “Наукова думка”, К.: 1978, 246 с.
28. *Магакян Н.Р.* Тяжелые металлы в атмосферной пыли города Еревана: оценка уровня загрязнения и риска для здоровья населения // Материалы международной научной конференции, Проблемы безопасности окружающей среды, Сборник статей, Гитутюн, Ер.: 2016, с. 114-123

29. *Магакян Н.Р.*, Кафян М.О., Тепаносян Г.О., Беляева О.А. Эколого-геохимическая и санитарно-гигиеническая оценка почв территорий дошкольных учебных учреждений г. Еревана // Международная молодежная научная конференция “Проблемы окружающей среды и выделение групп риска среди населения”, Сборник статей, Ереван, 2013, с. 118-126
30. Методические рекомендации по геохимической оценке источников загрязнения окружающей среды // Под ред. Сает Ю.Е., Барашкевич И.Л., Ревич Б.А Изд-во ИМГРЭ, М.: 1982, 66 с.
31. Методические рекомендации по геохимической оценке загрязнения территории городов химическими элементами // Под ред. Ревич Б.А и др. ИМГРЭ, М. : 1982, 112 с.
32. Перельман А.И., Касимов Н.С. Геохимия ландшафта: Учебное пособие. Издание 3-е переработанное и дополненное, Астрия-2000, М.: 1999, 768 с
33. Природно-климатическая характеристика гор. Еревана // Госстрой Арм ЦЦР, АИСТ, УГМС, Ер.: 1973, 53с.
34. Реймерс Н.Ф. Природопользование:Словарь-справочник.- Мысль, М.:1990, с. 637
35. Саакян Л.В., Беляева О.А., *Магакян Н.Р.*, Тепаносян Г.О., Кафян М.О. Оценка уровня загрязнения недифференцированной пылью воздушного бассейна города Еревана и выявления групп риска среди населения // Международная молодежная научная конференция “Проблемы окружающей среды и выделение групп писка среди населения”, Сборник статей, Гитутюн, Ер.: 2013, ст. 152-161
36. Саакян Л.В., Беляева О.А, Тепаносян Г.О., *Магакян Н.Р.*, Кафян М.О. Оценка уровня загрязнения недифференцированной пылью воздушного бассейна города Еревана // Вестник ГИУА, 2013, том 16 Н2, с. 58-67
37. Саакян Л.В. Особенности динамики загрязнения почв г. Еревана тяжелыми металлами (Ag, Pb, Cu, Zn, Ni, Co, Cr, Mo) // Автореф. канд. наук. дисс., Ереван-2008, 23 с.
38. Сагателян А.А., Кюрегян Т.Н. Загрязнение снегового покрова тяжелыми металлами // Тез. респуб. науч. конф. “Загрязнения окружающей среды тяжелыми

металлами”, 28 июня, 1996. –Изд-во ЦЕНИ НАН РА, Ер.: 1996, с. 43-44
39. Сагателян А., Налбандян М., Григорян Л. и др Исследование тяжелых металлов в снеговом покрове в черте г. Еревана // Мат. III рес. молод. науч. конф. “XXI век: Экологическая наука в Армении”.- Ер.: 2002, с. 135-136.
40. Сагателян А. Особенности распределения тяжелых металлов на территории Армении // Монография.- Изд-во Центра эколого-ноосферных исследований НАН РА, Ер.: 2004.-157с.
41. Сает. Ю. Геохимическая оценка техногенной нагрузки на окружающую среду // Прикладная Геохимия, Выпуск 6, Экологическая геохимия Москви и Подмосковья, М.: 2004, ст. 9-22
42. Сает Ю. Ревич Б. и др. Геохимия окружающей среды, “Недра”, М.: 1990, 335 с.
43. Скальный А.В. Химические элементы в физиологии и экологии человека.- Издательский дом «ОНИКС 21 век», Мир, М.: 2004, 216 с.
44. Тиво П., Быцко И. Тяжелые металлы и экология,- ЮНИПОЛ, Мн.: 1996.-192с.
45. Фетт. В. Атмосферная пыль. Изд-во иностранной литературы, М.: 1961, 336 с.
46. Фомин Г., Фомин А. Почва. Контроль качества экологической безопасности по международным стандартам // Справочник. Изд-во “Проектор”, М.: 2001, 304 с.
47. Янин Е.П. Промышленная пыль в городской среде (геохимические особенности и экологическая оценка).- ИМГРЭ, М.: 2003, 82 с.
48. Adamu C., Nganje T., Edet A. Heavy metal contamination and health risk assessment associated with abandoned barite mines in Cross River State, southeastern Nigeria // Environ Nanotechnology, Monit Manag, 2014, pp. 1–12.
49. Adriano D. Trace Elements in the Terrestial Environment // Springer-Verlag New-York, 1986, p. 533
50. Amato F., Cassee F, Denier van der Gon H., et al Urban air quality: The challenge of traffic non-exhaust emissions // J Hazard Mater, 2014, vol. 275, pp. 31–36.
51. Aprile G., Di Salvatore M., Carratù G., et al Comparison of the suitability of two lichen species and one higher plant for monitoring airborne heavy metals // Environ Monit Assess, 2010, vol. 162, pp. 291–299.

52. Asmaryan Sh., Timothy A., Warney, Muradyan V., Nersisyan G Mapping tree stress associated with urban pollution using the WorldView-2 Red Edge band // Remote Sensing Letters, 2013, vol. 4, No 2, pp. 200-209
53. Balasooriya B., Samson R., Mbikwa F., et al Biomonitoring of urban habitat quality by anatomical and chemical leaf characteristics // Environ Exp Bot, 2009, vol. 65, pp. 386–394
54. Baldacchini C., Castenhairo A., *Maghakyan N.,* et al How does the amount and composition of PM deposired on Platanus acerifoloa leaves chenges across different cities in Europe? // Envior Sci Techno., 2017, 51 (3), pp. 1147-1156
55. Belyaeva O., Sahakyan L., Tepanosyan G. Heavy Metals in Atmospheric Dust of the City of Yerevan // The 37th International Symposium on Environmental Analytical Chemistry. 22-25 May, Book of abstract, Antwerp, Belgium, 2012, pp. 97
56. Borowiak K., Zbierska J., Baralkiewicz D., et al Biomonitoring of Air Pollution by Trace Elements Using Italian Ryegrass (Lolium multiflorum L. “Lema”) // Polish J Environ Stud, 2014, vol. 23, pp. 681–688
57. Bradl H., Heike B. Heavy metals in the environment: [origin, interaction and remediation]. Elsevier Academic Press, 2005, p. 269
58. Brugha R., Grigg J. Urban air pollution and respiratory infections // Paediatr Respir Rev, 2014, vol. 15, pp. 194–199.
59. Cai J, Zhao A, Zhao J, et al Acute effects of air pollution on asthma hospitalization in Shanghai, China // Environ Pollut, 2014, vol. 191, pp. 139–144
60. Cai Q., Mo C., Li H., et al Heavy metal contamination of urban soils and dusts in Guangzhou, South China // Environ Monit Assess, 2013, vol. 185, pp. 1095–1106
61. Cao S., Duan X., Zhao X., et al Health risks from the exposure of children to As, Se, Pb and other heavy metals near the largest coking plant in China // Sci Total Environ, 2014, vol. 472, pp. 1001–1009
62. Calcabrini A., Meschini S., Marra M., et al Fine environmental particulate engenders alterations in human lung epithelial A549 cells // Environ Res, 2004, vol. 95, pp. 82–91

63. Callender. E. Heavy metals in the Environment-Historical Trends // Environmental Geochemistry, Elsevier, 2004, pp. 67-105
64. Cherian G. Biological responses of elements // Essentials of Medical Geology// ELSEVIER, 2004, pp. 179-200
65. Cereceda-Balic F., Palomo-Marín M., Bernalte E, et al Impact of Santiago de Chile urban atmospheric pollution on anthropogenic trace elements enrichment in snow precipitation at Cerro Colorado, Central Andes // Atmos Environ, 2012, vol. 47, pp. 51–57
66. Chaudhari P., Gupta R., Gajghate D., Wate S. Heavy metal pollution of ambient air in Nagpur City // Environ Monit Assess, 2012, vol. 184, pp. 2487–2496
67. Chen H., Lu X., Chang Y., Xue W. Heavy metal contamination in dust from kindergartens and elementary schools in Xi'an, China // Environ Earth Sci, 2013, vol. 71, pp. 2701–2709
68. Chen H, Lu X, Li LY (2014) Spatial distribution and risk assessment of metals in dust based on samples from nursery and primary schools of Xi'an, China // Atmos Environ, 2014, vol. 88, pp. 172–182.
69. Chen Y, Wang J, Shi G, et al Human health risk assessment of lead pollution in atmospheric deposition in Baoshan District, Shanghai // Environ Geochem Health, 2011, vol. 33, pp. 515–523
70. Cherian G. Biological responses of elements // Essentials of Medical Geology, Elsevier 2004. pp. 179-200
71. De Nicola F., Murena F., Costagliola M., et al A multi-approach monitoring of particulate matter, metals and PAHs in an urban street canyon // Environ Sci Pollut Res, 2013, vol. 20, pp. 4969–4979
72. Du Y., Gao B., Zhou H., et al Health Risk Assessment of Heavy Metals in Road Dusts in Urban Parks of Beijing, China // Procedia Environ Sci, 2013, vol. 18, pp. 299–309.
73. Duzgoren-Aydin N., Wong C., Aydin A., et al Heavy Metal Contamination and Distribution in the Urban Environment of Guangzhou, SE China // Environ Geochem Health, 2006, vol. 28, pp. 375–391

74. Edward I. Stiefel and Henry H. Merray Molybdenum // Heavy Metals in the Environment, 2002, pp. 503-530

75. Elom N., Entwistle J., Dean J. How safe is the playground? An environmental health risk assessment of As and Pb levels in school playing fields in NE England // Environ Lett Chem, 2013, vol. 11, pp. 343–351.

76. Elom N., Entwistle J., Dean J. Human health risk from Pb in urban street dust in northern UK cities // Environ Chem Lett, 2003, vol. 12, pp. 209–218

77. Emily F.Madden, Mary J. Sexton, Donald R.Smith, and Bruce A. Fowler Lead // Heavy Metals in the Environment, 2002, pp. 409-456

78. EPA US Field sampling guidance document 1205. Soil sampling. available at. http://www.epa.gov/region6/qa/qadevtools/mod5_sops/soil_sampling/r9soilsample_gui.pdf // Essentials of Medical Geology // Impacts of Natural Environment on Public health/ Ed. by OlleSellinus, Brian Alloway, Jose A. Centero and other, Elsevier Academic Press 2005

79. Fuge R. Athropogenic Sourcec Essentials of Medical Geology // Impacts of Natural Environment on Public health, Ed. by OlleSellinus, Brian Alloway, Jose A. Centero and other, Elsevier Academic Press, 2005, pp. 43-60

80. Fischer a B, Georgieva R, Nikolova V, et al Health risk for children from lead and cadmium near a non-ferrous smelter in Bulgaria // Int J Hyg Environ Health, 2003, vol. 206, pp. 25–38

81. Gao Y., Chan E., Zhu Y., Wong T. Adverse effect of outdoor air pollution on cardiorespiratory fitness in Chinese children // Atmos Environ, 2013, vol. 64, pp. 10–17

82. Ganor E., Stupp A., Alpert P. A method to determine the effect of mineral dust aerosols on air quality // Atmos Environ, 2009, vol. 43, pp. 5463–5468.

83. Garcia-Chevesich P., Alvarado S., Neary D., et al Respiratory disease and particulate air pollution in Santiago Chile: Contribution of erosion particles from fine sediments // Environ Pollut, 2014, vol. 187, pp. 202–205

84. Gautam P., Blaha U., Appel E. Magnetic susceptibility of dust-loaded leaves as a proxy

of traffic-related heavy metal pollution in Kathmandu city, Nepal // Atmos Environ, 2005, vol. 39, pp. 2201–2211

85. Gevorgyan G.A., Movsesyan H.S., Grigoryan K. V. Ghazaryan K.A. Environmental risks of heavy metal pollution of the soils around Kajaran town, Armenia // Chemistry and Biology, Proceedings of the Yeream State University, 2015, vol. 2, pp. 50-55
86. Goddu S., Appel E., Jordanova D., Wehland F. Magnetic properties of road dust from Visakhapatnam (India) - Relationship to industrial pollution and road traffic // Phys Chem Earth, 2004, vol. 29, pp. 985–995
87. Haapala H., Kikuchi R. Biomonitoring of the distribution of dust emissions by means of a new SEM/EDX technique // Environ Sci Pollut Res Int, 2000, vol. 7, pp. 189–190
88. Hovhannisyan H., Nersisyan G., Khachatryan L. Greening as a one of efficient urban environment pollution management methods for city of Yerevan, Armenia // Conference Proceeding, Biotechniques for air pollution control 2015, Ghent Belgium, 2-4 September, The 6th international conference on biotechniques for air pollution control, 2015, pp. 377-389
89. Hovhannisyan H., Nersisyan G., The impact of Man-made Pollution upon Arboreous plants of Yerevan // Electronic Journal of Natural Sciences, 2014, vol. 22, pp. 33-38
90. Hsieh N., Liao C. Assessing exposure risk for dust storm events-associated lung function decrement in asthmatics and implications for control // Atmos Environ, 2013, vol. 68, pp. 256–264.
91. Huliselan E., Bijaksana S., Srigutomo W., Kardena E. Scanning electron microscopy and magnetic characterization of iron oxides in solid waste landfill leachate // J Hazard Mater, 2010, vol. 179 pp. 701–708
92. Hu X., Zhang Y., Luo J., et al Bioaccessibility and health risk of arsenic, mercury and other metals in urban street dusts from a mega-city, Nanjing, China // Environ Pollut, 2011, vol. 159, pp. 1215–1221
93. Ilyas S., Khattak A., Nasir S., et al Air pollution assessment in urban areas and its impact on human health in the city of Quetta, Pakistan // Clean Technol Environ Policy, 2010, vol. 12, pp. 291–299

94. ISO 10381-5:2005. Soil quality -- Sampling -- Part 5: Guidance on the procedure for the investigation of urban and industrial sites with regard to soil contaminationhttp://www.iso.org/iso/iso_catalogue/catalogue_tc/catalogue_detail.htm?csnumber=32427 (last access 20 July, 2015)
95. Johnson C.C. Understanding the Quality of Chemical Data from the Urban Environment – Part 1: Quality Control Procedures // In: Mapping the chemical environment of urban area, Wiley-Blackwell, 2011, pp. 61-76
96. Johnson CC, Demetriades A, Locutura J, Ottesen RT (eds) Mapping the Chemical Environment of Urban Areas // John Wiley & Sons, Ltd, Chichester, UK, 2011, p. 616
97. Kampa M., Castanas E. Human health effects of air pollution // Environ Pollut, 2008, vol. 151, p. 362–367
98. Kardel F., Wuyts K., Babanezhad M., et Assessing urban habitat quality based on specific leaf area and stomatal characteristics of Plantago lanceolata L. // Environ Pollut, 2010, vol. 158, pp. 788–794.
99. Kardel F., Wuyts K., Maher B., Samson R. Intra-urban spatial variation of magnetic particles: Monitoring via leaf saturation isothermal remanent magnetisation (SIRM) // Atmos Environ, 2012, vol. 55, pp. 111–120
100. Kloog, I., Nordio, F., Zanobetti, A., et alShort term effects of particle exposure on hospital admissions in the mid-Atlantic States: a pollution estimate. Plos One, 2014, vol 9 (2), electronic source, available at: [http://journals.plos.org/ plosone/ article ?id= 10.1371/ journal.pone.0088578](http://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0088578)
101. Kong S., Lu B., Bai Z., et al Potential threat of heavy metals in re-suspended dusts on building surfaces in oilfield city // Atmos Environ, 2011, vol. 45, pp. 4192–4204.
102. Kretinin V., Selyanina Z. Dust retention by tree and shrub leaves and its accumulation in light chestnut soils under forest shelterbelts // Eurasian Soil Sci, 2006, vol. 39, pp. 334–338
103. Krewski, D., Jerrett M., Burnett, R.t., et al Extended follow-up and spatial analysis of the American Cancer Society study linking particulate air pollution and mortality // Res Rep. Helath Eff. Inst., 2009, vol. 140, pp. 5-114

104. Kudo S., Sekiguchi K., Kim K., Sakamoto K. Spatial distributions of ultrafine particles and their behavior and chemical composition in relation to roadside sources // Atmos Environ, 2011, vol. 45, pp. 6403–6413
105. Kumar Rai P., Moni Chutia B. Biomagnetic monitoring of Atmospheric particulate Pollution through Roadside tree leaves in Aizawl city, Mizoram and their temporal and spatial variations. Int Res J Environ Sci ISSN // Int Res J Environ Sci, 2014, vol. 3, pp. 2319–1414
106. Kuoppamäki K., Setälä H., Rantalainen A., Kotze D. Urban snow indicates pollution originating from road traffic // Environ Pollut, 2014, vol. 195, pp. 56–63
107. Lai H., Hseu Z., Chen T., et al Health risk-based assessment and management of heavy metals-contaminated soil sites in Taiwan // Int J Environ Res Public Health, 2010, vol. 7, pp. 3595–3614
108. Lau W., Liang P., Man Y., et al Human health risk assessment based on trace metals in suspended air particulates, surface dust, and floor dust from e-waste recycling workshops in Hong Kong, China // Environ Sci Pollut Res, 2014, vol. 21, pp. 3813–3825
109. Lee S., Lee B., Kim J., et al Human risk assessment for heavy metals and as contamination in the abandoned metal mine areas, Korea // Environ Monit Assess, 2016, vol. 119, pp. 233–244
110. Li H., Qian X., Hu W., et al Chemical speciation and human health risk of trace metals in urban street dusts from a metropolitan city, Nanjing, SE China // Sci Total Environ, 2013, vol. 456-457, pp. 212–221
111. Lu X., Li L., Wang L., et al Contamination assessment of mercury and arsenic in roadway dust from Baoji, China // Atmos Environ, 2009, vol. 43, pp. 2489–2496
112. Lu X., Zhang X., Li L., Chen H. Assessment of metals pollution and health risk in dust from nursery schools in Xi'an, China // Environ Res, 2014, vol. 128, pp. 27–34
113. *Maghakyan N.,* Sahakyan L., Belyaeva O., Kafyan M., Tepanosyan G. Assessment Of Heavy Metal Pollution Level And Children's Health Risk In A Kindergarten Area (Yerevan) // Electronic Journal of Natural Sciences, Vo 1., 2017, Issue 1/28/, pp. 10-15

114. *Maghakyan N.,* Tepanosyan G., Belyaeva O. et al Assessment of pollution levels and human health risk of heavy metals in dust deposited on Yerevan's tree leaves (Armenia) // Acta Geochim, 2016, pp. 1-11
115. Mangala S, Bullet P, Syazani N, et al Contamination assessment and potential human health risks of heavy metals in Klang urban soils: a preliminary study // Environ Earth Sci., 2014
116. Manigrasso M., Avino P. Fast evolution of urban ultrafine particles: Implications for deposition doses in the human respiratory system // Atmos Environ, 2012, vol. 51, p. 116–123
117. Mielke H., Alexander J., Langedal M., Ottesen R. Children, Soils, and Health: How Do Polluted Soils Influence Children's Health? // In Mapping the Chemical Environment of Urban Areas. John Wiley & Sons, Ltd, Chichester, UK, 2011, p. 134–150
118. Monica Nordberg and Gunnar F.Nordberg Cadmium // Heavy Metals in the Environment 2002, p. 231-270
119. Matthias A.D., Comrie A.C., Musil S.A. Atmospheric Pollution // Chapter in Environmental and Pollution Science, Second Edition, Elsevier, 2016, pp. 377-393
120. McIntosh G., Gomez-Paccard M., Osete M. The magnetic properties of particles deposited on Platanus x hispanica leaves in Madrid, Spain, and their temporal and spatial variations // Sci Total Environ, 2007, vol. 382, pp. 135–146
121. Muller G. Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River // Geo J 2:108–118. Geo J, 1996, vol. 2, pp. 108–118.
122. Neinhuis C., Barthlott W. Seasonal changes of leaf surface contamination in beech, oak, and ginkgo in relation to leaf micromorphology and wettability // New Phytol, 1998, vol. 138, pp. 91–98
123. Nersisyan G. and Hovhannisyan H. Application of Phytoindication Method for Controling Air Pollution In Yerevan, Armenia // Journal of Life Sciences, 2012, vol. 4, N4, pp. 50-57
124. Okorie A., Entwistle J., Dean J. Estimation of daily intake of potentially toxic elements from urban street dust and the role of oral bioaccessibility testing // Chemosphere,

2012, vol. 86, pp. 460–467.

125. Oliva S., Rautio P. Could ornamental plants serve as passive biomonitors in urban areas? // J Atmos Chem, 2004, vol. 49, pp. 137–148

126. Olujimi O., Steiner O., Goessler W. Pollution indexing and health risk assessments of trace elements in indoor dusts from classrooms, living rooms and offices in Ogun State, Nigeria // J African Earth Sci, 2015, vol. 101, pp. 396–404

127. Ordóñez A., Loredo J., De Miguel E., Charlesworth S. Distribution of heavy metals in the street dusts and soils of an industrial city in Northern Spain // Arch Environ Contam Toxicol, 2003, vol. 44, pp. 160–170

128. Ottesen R., Alexander J., Langedal M., Mikarlsen G. Clean Soil at Child-Care Centers and Public Playgrounds - An Important Part of Norway's Chemical Policy // Mapping the Chemical Environment of Urban Areas, Chichester, UK, 2011, pp. 498-520

129. Oves M., Khan M., Zaidi A., Ahmad E. Soil Contamination, Nutritive Value, and Human Health Risk Assessment of Heavy Metals: An Overview // Toxicity of Heavy Metals to Legumes and Bioremediation. Springer, 2012, Vienna, pp. 1-27

130. Plumlee G., Ziegler T.L. The Medical Geochemistry of Dusts, Soils, and Other Earth Materials // Environmental Geochemistry, Elsevier, 2005, pp. 263-310

131. Prajapati S., Tripathi B. Seasonal Variation of Leaf Dust Accumulation and Pigment Content in Plant Species Exposed to Urban Particulates Pollution // J Environ Qual, 2008, vol. 37, p. 865

132. Prajapati S., Tripathi B. Management of hazardous road derived respirable particulates using magnetic properties of tree leaves // Environ Monit Assess, 2008, vol. 139, pp. 351–354

133. Peña-Fernández A., González-Muñoz M., Lobo-Bedmar M. Establishing the importance of human health risk assessment for metals and metalloids in urban environments // Environ Int, 2014, vol. 72, pp. 176–85

134. Power A., Worsley A., Booth C. Magneto-biomonitoring of intra-urban spatial variations of particulate matter using tree leaves // Environ Geochem Health, 2009, vol. 31, pp. 315–325

135. Prokacheva V., Usachev V. Snow cover as an indicator of cumulative man-made pollution in the area of influence of cities and roads // Russ Meteorol Hydrol, 2013, vol. 38, pp. 206–215

136. Prosun Bh., Gunnar J., Seth H., Euan S., Ravendra N., Bibudhendra S. Arsenic in the Environment:Aglobal Perspective // Heavy Metals in the Environment, 2002, pp. 147-216

137. Rai P., Chutia B., Patil S. Monitoring of spatial variations of particulate matter (PM) pollution through bio-magnetic aspects of roadside plant leaves in an Indo-Burma hot spot region // Urban For Urban Green, 2014, vol. 13, pp. 761–770

138. Rai P. Environmental magnetic studies of particulates with special reference to biomagnetic monitoring using roadside plant leaves // Atmos Environ, 2013, vol. 72, pp. 113–129

139. Rai P., Panda L. Dust capturing potential and air pollution tolerance index (APTI) of some road side tree vegetation in Aizawl, Mizoram, India: An Indo-Burma hot spot region // Air Qual Atmos Heal, 2014, vol 7, pp. 93–101

140. RAIS (The Risk Assessment Information System) Risk Exposure Models for Chemica;s User`s Guide, last access (10 January 2016)

141. Rapant S., Fajcikova K., Khun M., Cveckova V. Application of health risk assessment method for geological environment at national and regional scales // Environ Earth Sci, 2012, vol. 64, pp. 513–521

142. Reimann C., Filzmoser P., Garret R., Dutter R. Statistical Data Analysis Explaned // Wiley, Chichester, UK, 2008, p. 362

143. Revuelta M., McIntosh G., Pey J., et al Partitioning of magnetic particles in PM10, PM 2.5 and PM 1 aerosols in the urban atmosphere of Barcelona (Spain) // Environ Pollut, 2014, vol. 188, pp. 109–117

144. Ristić M., Perić-Grujić A. Plants as Monitors of Lead Air Pollution // Pollutant Diseases, Remediation and Recycling, 2013, vol. 4, pp. 390–431

145. Rodríguez-Germade I., Mohamed K., Rey D., et al The influence of weather and climate on the reliability of magnetic properties of tree leaves as proxies for air

pollution monitoring // Sci Total Environ, 2014, vol. 468-469, pp. 892–902

146. Rodríguez Martín J., De Arana C., Ramos-Miras J., et al Impact of 70 years urban growth associated with heavy metal pollution // Environ Pollut, 2015, vol. 196, pp. 156–163
147. Rossini Oliva, S., Mingorance, M. Assessment of airborne heavy metal pollution by aboveground plant parts // Chemosphere, 2006, vol. 65, pp. 177-182
148. Rout TK, Masto RE, Ram LC, et al Assessment of human health risks from heavy metals in outdoor dust samples in a coal mining area // Environ Geochem Health, 2013, vol. 35, pp. 347–356
149. Saghatelyan A., Sahakyan L., Belyaeva O., *Maghakyan N.* Studying Atmospheric Dust and Heavy Metals on Urban Sites through Synchronous Use of Different Methods // Journal of Atmospheric Pollution, Science and Education Publishin, 2014, vol. 2, No. 1, pp. 12-16
150. Saghatelyan A., Sahakyan L., Belyaeva O., *Maghakyan N.* Studying undifferentiated outdoor dust on urban sites through different methods // Proceedings of the International Conference on Atmospheric Dust. Castellaneta Marina (Taranto), Italy, June, 1-6, 2014, pp. 417-422
151. Saghatelyan A.K., Sahakyan L.V., Belyaeva O.A., Tepanosyan G.H., *Maghakyan N.R.,* Kafyan M.H. Dust and stream of heavy metals in the atmosphere of the city of Yerevan, // Electronic Journal of Natural sciences, National Academy of Sciences of RA, Ecology, 2013, vol. 1(20), pp. 38-44
152. Sahakyan L., *Maghakyan N.*, Belyaeva O., Tepanosyan G., Kafyan M., Saghatelyan A. Heavy metals in urban dust: contamination and health risk assessment: a case study from Gyumri, Armenia // Arabian Journal of Geosciences, 2016, vol. 9, p. 142
153. Sahakyan L., *Maghakyan N.*, Belyaeva O. A study of outdoor dust in city Gyumri, Armenia // Proceedings of the International Conference on Atmospheric Dust. Castellaneta Marina (Taranto), Italy, June, 1-6, 2014, pp. 411-416
154. Samoli E., A, Analitis, A., Touloumi. G., et al. Estimating the exposure-response relationships between particulate matter and mortality within the APHEA multicity

project // Environ Helath Perspect, 2005, vol. 113 (1), pp. 88-95
155. Sawidis T., Breuste J., Mitrovic M., et al Trees as bioindicator of heavy metal pollution in three European cities // Environ Pollut, 2011, vol. 159, pp. 3560–3570
156. Sgrigna G., Baldacchini C., Esposito R., et al Characterization of leaf-level particulate matter for an industrial city using electron microscopy and X-ray microanalysis // Sci Total Environ, 2016, vol. 548-549, pp. 91–99
157. Sgrigna G., Sæbo A., Gawronski S., et al Particulate Matter deposition on Quercus ilex leaves in an industrial city of central Italy. Environ Pollut, 2015, vol. 197, pp. 187–194
158. Sharshenova A, Kasymov O, Maignan M, et al Health Risk Assessment In Children Of The Isykkol Region Of The Kyrgyz // Environmental Health in Central and Eastern Europe, Netherlands, 2006, pp. 145–151.
159. Simon E., Braun M., Vidic A., et al Air pollution assessment based on elemental concentration of leaves tissue and foliage dust along an urbanization gradient in Vienna // Environ Pollut, 2011, vol. 159, pp. 1229–1233.
160. Sipos P., Márton E., May Z., et al Geochemical, mineralogical and magnetic characteristics of vertical dust deposition in urban environment // Environ Earth Sci, 2013, vol 72, pp. 905–914
161. Simasuwannarong B., Satapanajaru T., Khuntong S., Pengthamkeerati P. Spatial distribution and risk assessment of As, Cd, Cu, Pb, and Zn in Topsoil at Rayong Province, Thailand // Water Air Soil Pollut, 2012, vol. 223, pp. 1931–1943
162. Siudek P., Falkowska L., Frankowski M., Siepak J. An investigation of atmospheric mercury accumulated in the snow cover from the urbanized coastal zone of the Baltic Sea, Poland // Atmos Environ, 2014, vol. 95, pp. 10–19
163. Sun Y., Hu X., Wu J., et al Fractionation and health risks of atmospheric particle-bound As and heavy metals in summer and winter // Sci Total Environ, 2014, vol. 493, pp. 487–494
164. Sutherland J., Costa M. Nikel/ Heavy Metals in the Environment, 2002, pp. 349-408
165. Tepanosyan G., Sahakyan L., Belyaeva O., Saghatelyan A. Origin identification and potential ecological risk assessment of potentially toxic inorganic elements in the

topsoil of the city of Yerevan, Armenia // Journal of Geochemical Exploration, 2016, vol 167, pp. 1-11

166. Tian G., Qiao Z., Xu X. Characteristics of particulate matter (PM 10) and its relationship with meteorological factors during 2001-2012 in Beijing // Environ Pollut, 2014, vol. 192, pp. 266–274

167. Timofte L. et all Atmospheric deposition of trace elements in Romania studied by the moss biomonitoring technique // J Atmos Chem, 2004, vol. 49, pp. 533–548

168. Tomasevic M., Anicic M. Trace element content in urban tree leaves and SEM-EDAX characterization of deposited particles. Facta Univ - Ser Physics // Chem Technol, 2010, vol. 8, pp. 1-13

169. Tomašević M., Vukmirović Z., Rajšić S., et al Characterization of trace metal particles deposited on some deciduous tree leaves in an urban area // Chemosphere, 2005, vol. 61, pp. 753–760

170. US EPA (United States Environmental Protection Agency) Risk Assessment Guidance for Superfund. Volume I Human Health Evaluation Manual (Part A). United States Environmental Protection Agency, Washington, 1989, p. 291

171. US EPA (United States Environmental Protection Agency) Supplemental Guidance for Developing Soil Screening Levels for Superfund Sites, Office of Emergency and Remedial Response, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, 2002, p. 187

172. Vadrevu K., Ohara T., Justice C. Air pollution in Asia // Environ Pollut, 2014, vol. 195, pp. 233–235.

173. Vanos J., Hebbern C., Cakmak S. Risk assessment for cardiovascular and respiratory mortality due to air pollution and synoptic meteorology in 10 Canadian cities // Environ Pollut, 2014, vol. 185, pp. 322–332.

174. Viana M., Díez S., Reche C. Indoor and outdoor sources and infiltration processes of PM1 and black carbon in an urban environment // Atmos Environ, 2011, vol. 45, pp. 6359–6367

175. Wang L., Lu X., Ren C., et al Contamination assessment and health risk of heavy metals in dust from Changqing industrial park of Baoji, NW China // Environ Earth Sci,

2014, vol. 71, pp. 2095–2104.

176. Wang H., Shi H., Li Y., et al Seasonal variations in leaf capturing of particulate matter, surface wettability and micromorphology in urban tree species // Front Environ Sci Technol, 2013, vol. 7, pp. 1–10

177. Wilkinson K., Lundkvist J., Netrval J., et al Space and time resolved monitoring of airborne particulate matter in proximity of a traffic roundabout in Sweden // Environ Pollut, 2013, vol. 182, pp. 364–370

178. Wittig, R. General aspects of biomonitoring heavy metals by plants. In: Markert, B. (Ed.), Plants as Biomonitors. Indicators for Heavy Metals in the Environment // VCH, Weinheim, 1993, pp. 3-27.

179. WHO (World Health Organization) Air Quality Guidelines for Particulate Matter, Ozone, Nitrogen Dioxide and Sulfur Dioxide, Global Update 2005, Summary of Risk Assessment // WHO Press, World Health Organization, Geneva, Switzerland, 2006, p. 20

180. Wong M., Tam W., Wang H., et al Exposure to air pollutants and mortality in hypertensive patients according to demography: A 10 year case-crossover study // Environ Pollut, 2014, vol. 192, pp. 179–185

181. Wu S., Peng S., Zhang X., et al Levels and health risk assessments of heavy metals in urban soilu // J Geochemical Explor, 2013, vol. 148, pp. 71–78

182. Xu S., Zheng N., Liu J., et al Geochemistry and health risk assessment of arsenic exposure to street dust in the zinc smelting district, Northeast China // Environ Geochem Health, 2013, vol. 35, pp. 89–99

183. Yang A., Jedynska A., Hellack B., et al Measurement of the oxidative potential of PM 2.5 and its constituents: The effect of extraction solvent and filter type // Atmos Environ, 2014, vol. 83, pp. 35–42

184. Yang L., Cheng S., Wang X., et al Source identification and health impact of PM 2.5 in a heavily polluted urban atmosphere in China // Atmos Environ, 2013, vol. 75, pp. 265–26

185. Yang Y., Xue M., Xu Z., Huang C. Health risk assessment of heavy metals (Cr, Ni, Cu,

Zn, Cd, Pb) in circumjacent soil of a factory for recycling waste electrical and electronic equipment // J Mater Cycles Waste Manag, 2013, vol. 15, pp. 556–563.

186. Zamengo L., Barbiero N., Gregio M., Orrù G. Combined scanning electron microscopy and image analysis to investigate airborne submicron particles: A comparison between personal samplers // Chemosphere, 2009, vol. 76, pp. 313–323.

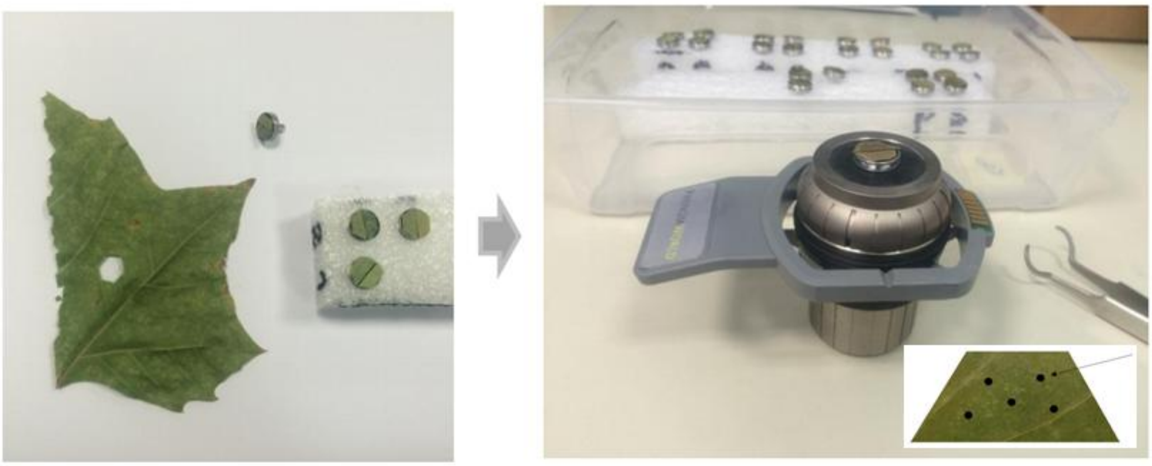
187. Zarina L. Ecological Geochemical Investigations of the Contents of Heavy Metals in the Snow Cover in the Saint-Petersburg Region with Application of GIS Technologies. 2010 International Conference on Biology // Environment and Chemistry IPCBEE, 2011, vol. 1, pp. 40–43.

188. Zhang H., Liu G., Shi W., Li J. Soil Heavy Metal Contamination and Risk Assessment Around the Fenhe Reservoir, China // Bull Environ Contam Toxicol, 2014, vol. 93, pp. 182–186

189. Zhang J., Deng H., Wang D., et al Toxic heavy metal contamination and risk assessment of street dust in small towns of Shanghai suburban area, China // Environ Sci Pollut Res, 2013, vol. 20, pp. 323–332

190. Zhu Z., Sun G., Bi X., et al Identification of trace metal pollution in urban dust from kindergartens using magnetic, geochemical and lead isotopic analyses // Atmos Environ., 2013, vol. 77, pp. 9–15.

ՀԱՎԵԼՎԱԾ



Նկար 1. Տերևի՝ էլոկտրոնային մանադիտակի միջոցով, քանակական անալիզի նախապատրաստական աշխատանքներ

Նկար 2. Տերևի նմուշի նախապատրաստում և SIRM անալիզ

Աղյուսակ 1

Աղտոտման մակարդակները ըստ փոշու ծանրաբեռնվածության

և Աղտոտման գումարային գործակցի

Փոշու ծանրաբեռնվածության ու Աղտոտման գումարային գործակցի արժեքները	**Աղտոտման և վտանգավորության մակարդակները**
P<250, Zc<64,	Ցածր
P=250-450, Zc=64-128	Միջին, չափավոր վտանգավոր
P=450-800, Zc=128-256	Բարձր, վտանգավոր
P>800, Zc>256	Գերբարձր, չափազանց վտանգավոր

Աղյուսակ 2

Երկրակուտակման գործակցի մակարդակները

I_{geo} մակարդակները	**Աղտոտման մակարդակները**
$I_{geo} \le 0$	չաղտոտված
$0 < I_{geo} \le 1$	չաղտոտվածից չափավոր
$1 < I_{geo} \le 2$	չափավոր
$2 < I_{geo} \le 3$	չափավորից ուժեղ
$3 < I_{geo} \le 4$	ուժեղ
$4 < I_{geo} \le 5$	ուժեղից չափազանց
$I_{geo} > 5$	չափազանց

Աղյուսակ 3

Կոնցենտրացիայի հանրագումարային ցուցանիշի (ԿՀՑ) արժեքները

ըստ աղտոտման մակարդակների

ԿՀՑ	**Աղտոտման մակարդակները**
ԿՀՑ<8	1-ին մակարդակ՝թույլատրելի
ԿՀՑ=8 – 16	2-րդ մակարդակ՝ցածր
ԿՀՑ=16 – 32	3-րդ մակարդակ՝միջին
ԿՀՑ=32 - 128	4-րդ մակարդակ՝բարձր
ԿՀՑ >128	5-րդ մակարդակ՝գերբարձր

Աղյուսակ 4

Քաղցկեղածին ռիսկի սանդղակավորում ըստ մակարդակների

Ռիսկի մակարդակ	**Քաղցկեղի առաջացման դեպքերի սահման**	**Քաղցկեղածին ռիսկ**
I	$<10^{-6}$	շատ ցածր
II	10^{-6} - 10^{-5}	ցածր
III	10^{-5} - 10^{-4}	միջին
IV	10^{-4} - 10^{-3}	բարձր
V	$> 10^{-3}$	շատ բարձր

Աղյուսակ 5

Ռիսկի բանաձևերում օգտագործված ցուցանիշները

Գործակիցներ (չափողականություն)	**Նկարագրություն**	**Արժեք**		**Աղբյուր**
		Մեծահասակ	***Երեխա***	
IngR (մգ/օր)	Կլանման արագություն	100	200	(US EPA 2002)
EF (օր/տարի)	Ազդեցության հաճախականություն	90*	90*	-
ED (տարի)	Ազդեցության տևողություն	30	6	(US EPA 2002)
BW (կգ)	Մարմնի միջին զանգված	70	15	(US EPA 1989)
InhR ($մ^3$/օր)	Շնչառության արագություն	20	7.6	(Van den Berg 1994)
SA ($սմ^2$)	Մաշկի մակերես	5700	2800	(US EPA 2002)
AF (մգ/$սմ^2$)	Մաշկի հպման մակերես	0,07	0,2	(US EPA 2002)
PEF ($մ^3$/կգ)	Մասնիկների արտանետման գործակից	$1{,}36 \times 10^9$	$1{,}36 \times 10^9$	(US EPA 2002)
VF ($մ^3$/կգ)	Գոլորշիացման գործակից (Hg)	3×10^4	3×10^4	(US EPA 2002)
AT	Միջին ժամանակ	Ոչ քաղցկեղածին ռիսկի դեպքում AT=365×ED, իսկ քաղցկեղածին ռիսկի դեպքում 70 տարի		(US EPA 2002)
ABS_d	Մաշկային կլանում	(ABS=0.03 As համար, ABS=0,001 մնացած տարրերի դեպքում.		(RAIS 2013)
RfD_{ing} (մգ/կգ -օր), RfC_{inh} (մգ/$մ^{-3}$)	Քրոնիկ ռեֆերենս չափաբաժիններ	Ամեն տարրին հատուկ		(RAIS 2013)

Աղյուսակ 6

Տերևների փոշում ծանր մետաղներից ոչ քաղցկեղածին ռիսկ

Տարր	Խումբ	$HQ_{կ}$			$HQ_{մ}$			$HQ_{շ}$			HI=∑HQi			RFDկ (մգ/կգ/օր)	RfCշնչ (մգ/մ^3)
		նվազ.	**առավել**	**միջին**	**նվազ.**	**առավել**	**միջին**	**նվազ.**	**առավել**	**միջին**	**նվազ.**	**առավել**	**միջին**		
Hg	Երեխա	6.16E-04	4.87E-02	1.17E-02	1.73E-06	1.36E-04	3.26E-05	1.31E-03	1.04E-01	2.48E-02	1.93E-03	1.53E-01	3.65E-02	1.60E-04	3.00E-04
	Մեծ	6.60E-05	5.22E-03	1.25E-03	2.64E-07	2.08E-05	4.98E-06	7.40E-04	5.85E-02	1.40E-02	8.07E-04	6.37E-02	1.53E-02		
Pb	Երեխա	1.14E-02	1.02E-01	3.06E-02	2.12E-04	1.90E-03	5.71E-04	3.18E-07	2.85E-06	8.55E-07	1.16E-02	1.04E-01	3.12E-02	3.50E-03	-
	Մեծ	1.22E-03	1.09E-02	3.28E-03	3.24E-04	2.90E-03	8.72E-04	1.79E-07	1.61E-06	4.82E-07	1.54E-03	1.38E-02	4.15E-03		
Mo	Երեխա	1.01E-03	***1.61E+01***	6.67E-01	2.84E-06	4.50E-02	1.87E-03	2.83E-08	4.49E-04	1.86E-05	1.02E-03	***1.61E+01***	6.69E-01	5.00E-03	-
	Մեծ	1.08E-04	***1.72E+00***	7.15E-02	4.33E-07	6.87E-03	2.85E-04	1.60E-08	2.53E-04	1.05E-05	1.09E-04	***1.73E+00***	7.18E-02		
Cd	Երեխա	2.89E-04	***2.58E+00***	1.60E-01	3.24E-05	2.88E-01	1.79E-02	2.83E-06	2.52E-02	1.56E-03	3.25E-04	***2.89E+00***	1.79E-01	1.00E-03	1.00E-05
	Մեծ	3.10E-05	2.76E-01	1.71E-02	4.95E-06	4.40E-02	2.74E-03	1.60E-06	1.42E-02	8.82E-04	3.75E-05	3.34E-01	2.08E-02		
Zn	Երեխա	1.41E-03	5.60E-03	3.09E-03	3.96E-06	1.57E-05	8.65E-06	3.95E-08	1.57E-07	8.63E-08	1.42E-03	5.62E-03	3.10E-03	3.00E-01	-
	Մեծ	1.51E-04	6.01E-04	3.31E-04	6.04E-07	2.40E-06	1.32E-06	2.23E-08	8.83E-08	4.87E-08	1.52E-04	6.03E-04	3.32E-04		
Cu	Երեխա	4.95E-03	6.23E-02	2.42E-02	1.39E-05	1.74E-04	6.78E-05	1.38E-07	1.74E-06	6.77E-07	4.97E-03	6.25E-02	2.43E-02	4.00E-02	-
	Մեծ	5.30E-04	6.67E-03	2.59E-03	2.12E-06	2.66E-05	1.04E-05	7.80E-08	9.81E-07	3.82E-07	5.33E-04	6.70E-03	2.61E-03		
Ni	Երեխա	2.54E-03	7.85E-03	4.78E-03	1.78E-04	5.50E-04	3.35E-04	5.53E-05	1.71E-04	1.04E-04	2.78E-03	8.57E-03	5.22E-03	2.00E-02	9.00E-05
	Մեծ	2.73E-04	8.41E-04	5.12E-04	2.72E-05	8.39E-05	5.11E-05	3.12E-05	9.62E-05	5.86E-05	3.31E-04	1.02E-03	6.22E-04		
Ag	Երեխա	1.03E-03	2.01E-02	4.39E-03	7.18E-05	1.41E-03	3.07E-04	2.87E-08	5.63E-07	1.23E-07	1.10E-03	2.16E-02	4.70E-03	5.00E-03	-
	Մեծ	1.10E-04	2.16E-03	4.70E-04	1.10E-05	2.15E-04	4.69E-05	1.62E-08	3.17E-07	6.92E-08	1.21E-04	2.37E-03	5.17E-04		
Co	Երեխա	1.03E-03	***1.11E+00***	6.82E-01	2.88E-06	3.10E-03	1.91E-03	5.04E-06	5.41E-03	3.34E-03	1.04E-03	***1.11E+00***	6.88E-01	3.00E-04	6.00E-06
	Մեծ	1.10E-04	1.18E-01	7.31E-02	4.40E-07	4.73E-04	2.92E-04	2.84E-06	3.05E-03	1.88E-03	1.14E-04	1.22E-01	7.53E-02		
Cr	Երեխա	2.53E-02	1.64E-01	5.94E-02	2.84E-03	1.84E-02	6.66E-03	7.43E-05	4.82E-04	1.74E-04	2.82E-02	1.83E-01	6.63E-02	3.00E-03	-
	Մեծ	2.71E-03	1.76E-02	6.37E-03	4.33E-04	2.81E-03	1.02E-03	4.19E-05	2.72E-04	9.83E-05	3.19E-03	2.07E-02	7.48E-03		
As	Երեխա	3.84E-04	***3.43E+00***	1.72E-01	3.22E-05	2.88E-01	1.45E-02	7.50E-07	6.71E-03	3.37E-04	4.17E-04	***3.72E+00***	1.87E-01	3.00E-04	1.50E-05
	Մեծ	4.11E-05	3.67E-01	1.84E-02	4.92E-06	4.40E-02	2.21E-03	4.23E-07	3.78E-03	1.90E-04	4.64E-05	4.15E-01	2.08E-02		

Ծանուցում. թավով և շեղատառերով ընդգծված են >1 արժեքները

Աղյուսակ 7

Երևան քաղաքի ծյան փոշու ծանր մետաղներից ոչ քաղցկեղածին ռիսկը

Տարր	**Խումբ**	**$HQ_{կ}$**			**$HQ_{մ}$**			**HQ_{2}**			**HI=∑HQi**			**RFDկ (մգ/կգ օր$^{-1}$)**	**RfC$_2$ (մգ/մ^3)**
		նվազ	**առավել**	**միջին**	**նվազ**	**առավել**	**միջին**	**նվազ**	**առավել**	**միջին**	**նվազ**	**առավել**	**միջին**		
Hg	Երեխա	2.05E-04	4.37E-02	6.05E-03	5.75E-07	1.22E-04	1.69E-05	4.38E04	9.31E-02	1.29E-02	6.44E-04	1.37E-01	1.90E-02	1.60E-04	3.00E-04
	Մեծ	2.20E-05	4.68E-03	6.49E-04	8.78E-08	1.87E-05	2.59E-06	2.47E-04	5.25E-02	7.27E-03	2.69E-04	5.72E-02	7.92E-03		
Pb	Երեխա	1.07E-02	8.23E-01	9.04E-02	1.99E-04	1.54E-02	1.69E-03	2.98E-07	2.30E-05	2.53E-06	1.09E-02	8.39E-01	9.21E-02	3.50E-03	-
	Մեծ	1.14E-03	8.82E-02	9.69E-03	3.04E-04	2.35E-02	2.58E-03	1.68E-07	1.30E-05	1.42E-06	1.45E-03	1.12E-01	1.23E-02		
Mo	Երեխա	5.82E-03	***1.72E+01***	7.57E-01	1.63E-05	4.81E-02	2.12E-03	1.63E-07	4.80E-04	2.11E-05	5.84E-03	***1.72E+01***	7.59E-01	5.00E-03	-
	Մեծ	6.24E-04	***1.84E+00***	8.11E-02	2.49E-06	7.34E-03	3.23E-04	9.18E-08	2.71E-04	1.19E-05	6.27E-04	***1.85E+00***	8.14E-02		
Cd	Երեխա	6.58E-05	1.87E-01	2.92E-02	7.36E-06	2.10E-02	3.26E-03	6.43E-07	1.83E-03	2.85E-04	7.38E-05	2.10E-01	3.27E-02	1.00E-03	1.00E-05
	Մեծ	7.05E-06	2.01E-02	3.12E-03	1.12E-06	3.20E-03	4.98E-04	3.63E-07	1.03E-03	1.61E-04	8.53E-06	2.43E-02	3.78E-03		
Zn	Երեխա	7.03E-04	8.21E-03	3.07E-03	1.97E-06	2.30E-05	8.60E-06	1.96E-08	2.29E-07	8.58E-08	7.05E-04	8.23E-03	3.08E-03	3.00E-01	-
	Մեծ	7.53E-05	8.79E-04	3.29E-04	3.01E-07	3.51E-06	1.31E-06	1.11E-08	1.29E-07	4.84E-08	7.56E-05	8.83E-04	3.30E-04		
Cu	Երեխա	2.01E-03	1.52E-01	3.20E-02	5.63E-06	4.27E-04	8.96E-05	5.62E-08	4.26E-06	8.94E-07	2.02E-03	1.53E-01	3.21E-02	4.00E-02	-
	Մեծ	2.15E-04	1.63E-02	3.43E-03	8.60E-07	6.51E-05	1.37E-05	3.17E-08	2.40E-06	5.04E-07	2.16E-04	1.64E-02	3.44E-03		
Ni	Երեխա	1.82E-03	1.42E-02	6.33E-03	1.27E-04	9.93E-04	4.43E-04	3.95E-05	3.08E-04	1.37E-04	1.98E-03	1.55E-02	6.91E-03	2.00E-02	9.00E-05
	Մեծ	1.95E-04	1.52E-03	6.78E-04	1.94E-05	1.52E-04	6.76E-05	2.23E-05	1.74E-04	7.75E-05	2.37E-04	1.85E-03	8.23E-04		
Ag	Երեխա	1.90E-04	2.99E-02	4.56E-03	1.33E-05	2.09E-03	3.19E-04	5.31E-09	8.35E-07	1.28E-07	2.03E-04	3.20E-02	4.88E-03	5.00E-03	-
	Մեծ	2.04E-05	3.20E-03	4.89E-04	2.03E-06	3.20E-04	4.88E-05	2.99E-09	4.71E-07	7.19E-08	2.24E-05	3.52E-03	5.38E-04		
Co	Երեխա	2.94E-03	***3.75E+00***	2.01E-01	8.22E-06	1.05E-02	5.63E-04	1.44E-05	1.84E-02	9.83E-04	2.96E-03	***3.78E+00***	2.02E-01	3.00E-04	6.00E-06
	Մեծ	3.15E-04	4.02E-01	2.15E-02	1.26E-06	1.60E-03	8.59E-05	8.10E-06	1.03E-02	5.54E-04	3.24E-04	4.14E-01	2.22E-02		
Cr	Երեխա	1.95E-03	4.18E-02	1.36E-02	2.18E-04	4.68E-03	1.52E-03	5.72E-06	1.23E-04	3.98E-05	2.17E-03	4.66E-02	1.51E-02	3.00E-03	-
	Մեծ	2.09E-04	4.48E-03	1.45E-03	3.33E-05	7.15E-04	2.32E-04	3.22E-06	6.91E-05	2.24E-05	2.45E-04	5.26E-03	1.71E-03		
As	Երեխա	1.10E-05	2.73E-01	8.89E-02	3.07E-08	7.65E-04	2.49E-04	2.14E-08	5.34E-04	1.74E-04	1.10E-05	2.75E-01	8.93E02	3.00E-04	1.50E-05
	Մեծ	1.17E-06	2.93E-02	9.52E-03	1.41E-07	3.50E-03	1.14E-03	1.21E-08	3.01E-04	9.80E05	1.33E-06	3.31E-02	1.08E-02		

Ծանուցում. թավով և շեղատառերով ընդգցված են >1 արժեքները

Աղյուսակ 8.

Երևան քաղաքի գումարային (ձյուն, փերև) փոշու ծանր մետաղներից ոչ քաղցկեղածին ռիսկը

Խումբ	Արժեք	Hg	Pb	Mo	Cd	Zn	Cu	NI	Ag	Co	Cr	HI
Մեծ	նվազ.	1.9E-03	1.9E-02	3.3E-03	7.4E-05	7.1E-04	6.4E-03	4.5E-03	2.4E-04	2.8E-02	4.7E-03	1.4E-01
	միջին	5.3E-02	1.1E-01	**1.3E+00**	2.0E-01	5.8E-03	5.3E-02	1.1E-02	9.0E-03	8.5E-01	7.8E-02	**2.7E+00**
	առավել	2.1E-01	8.7E-01	**3.3E+01**	**2.9E+00**	1.3E-02	1.6E-01	2.2E-02	3.7E-02	**3.9E+00**	2.0E-01	**3.6E+01**
Երեխա	նվազ.	1.9E-03	1.9E-02	3.3E-03	7.4E-05	7.1E-04	6.4E-03	4.5E-03	2.4E-04	2.8E-02	4.7E-03	1.4E-01
	միջին	5.3E-02	1.2E-01	**1.4E+00**	2.2E-01	5.7E-03	5.5E-02	1.1E-02	9.0E-03	8.2E-01	7.3E-02	**2.8E+00**
	առավել	2.1E-01	8.7E-01	**3.3E+01**	**2.9E+00**	1.3E-02	1.6E-01	2.2E-02	3.7E-02	**3.9E+00**	2.0E-01	**3.6E+01**

Աղյուսակ 9

Երևան քաղաքի գումարային (ձյուն, փերև) փոշու ծանր մետաղներից քաղցկեղածին ռիսկը

Արժեք	$Cr_{կ}$	$As_{կ}$	$Cr_{շ}$	$As_{շ}$	$Cd_{շ}$	$Ni_{շ}$	$Co_{շ}$	$RI_{կ}$	$RI_{շ}$
նվազ.	7.38E-07	2.01E-08	2.52E-08	1.17E-11	2.80E-12	4.82E-10	1.41E-09	7.38E-07	2.71E-08
միջին	1.26E-05	1.15E-05	4.32E-07	6.70E-09	8.29E-09	1.07E-09	4.30E-08	2.37E-05	4.90E-07
առավել	3.17E-05	1.80E-04	1.08E-06	1.05E-07	1.10E-07	1.99E-09	1.96E-07	1.91E-04	1.13E-06