

ՀԱՅԱՍՏԱՆԻ ՀԱՆՐԱՊԵՏՈՒԹՅՈՒՆ
ԱԿԱԴԵՄԻԿՈՍ Ի.Վ. ԵՂԻԱԶԱՐՈՎԻ ԱՆՎԱՆ
ՋՐԱՅԻՆ ՀԻՄՆԱՀԱՐՑԵՐԻ ԵՎ ՀԻԴՐՈՏԵԽՆԻԿԱՅԻ
ԻՆՍՏԻՏՈՒՏ

ՇՈՂԻԿ ԼԵՎՈՆԻ ՄԱՐԱԲՅԱՆ

ՋՐԱՅԻՆ ՄԻՋԱՎԱՅՐՈՒՄ ՈՐՈՇ ՎՆԱՍԱԿԱՐ ԾԱՆՐ
ՄԵՏԱՂՆԵՐԻ ՇՐՋԱՊՏՈՒՅՏԻ ՀԵՏԱԶՈՏՈՒԹՅՈՒՆ

ԱՏԵՆԱԽՈՍՈՒԹՅՈՒՆ

ԻԴ 04.02 «Ցամաքի ջրաբանություն, ջրային ռեսուրսներ, ջրաքիմիա»
մասնագիտությամբ տեխնիկական գիտությունների թեկնածուի
գիտական աստիճանի հայցման

Գիտական ղեկավար՝

տեխնիկական գիտությունների դոկտոր,
պրոֆեսոր՝ Գ.Պ.Փիրումյան

ԵՐԵՎԱՆ 2016

ԲՈՎԱՆԴԱԿՈՒԹՅՈՒՆ

ՆԵՐԱԾՈՒԹՅՈՒՆ.....	3
ԳԼՈՒԽ 1	
ԳՐԱԿԱՆԱԿԱՆ ԱԿՆԱՐԿ	7
1.1 Ծանր մետաղների առանձնահատկությունները	7
1.2 Ծանր մետաղները բնական ջրերում	15
1.3 Ծանր մետաղները հողերում և բույսերում	23
ԳԼՈՒԽ 2	
ՓՈՐՁԱՐԱՐԱԿԱՆ ՄԱՍ.....	31
2.1 Հետազոտված օբյեկտները	31
2.2 Փորձարարական մեթոդները և օգտագործված նյութերը	35
ԳԼՈՒԽ 3	
ԱՐԴՅՈՒՆՔՆԵՐԻ ՔՆՆԱՐԿՈՒՄ.....	45
3.1 Դեբեդ, Գարգառ, Շնող, Ախթալա գետերի ջրերի որոշ ջրաքիմիական ցուցանիշների վերլուծություն	45
3.2 Գետերի ջրերի աղտոտվածությունը ծանր մետաղներով և դրանց հնարավոր տեղափոխումների և փոխակերպումների կախվածությունն առանձին ջրաքիմիական ցուցանիշներից	63
3.3 Ծանր մետաղների տեղափոխումը հող-ջուր-բույս համակարգերում	76
3.3.1 Սնդիկի շրջապտույտը շրջակա միջավայրի տարբեր օբյեկտներում	83
Եզրակացություններ.....	91
Առաջարկություններ.....	92
Գրականության ցանկ.....	93

ՆԵՐԱԾՈՒԹՅՈՒՆ

Աշխատանքի արդիականությունը

Ներկայումս կենսոլորտի աղտոտման առավել սուր հիմնախնդիրներից է հողերի, բուսականության և ջրերի աղտոտումը ծանր մետաղներով: Այն հանգեցնում է հողերի դեգրադացման և կենսաքիմիական գործընթացների խախտման, բացասաբար է ազդում բուսականության աճի և զարգացման, գյուղատնտեսական մշակաբույսերի բերքատվության և սննդարար արժեքի վրա:

Բնական միջավայրն իր որակով սկսում է փոփոխվել հասարակության համար անբարենպաստ ուղղությամբ, որի արդյունքում ծագել է էկոլոգիական ճգնաժամի ռեալ վտանգ:

Հայաստանի Հանրապետության տնտեսության մեջ նշանակալի և կարևոր տեղ է զբաղեցնում լեռնահանքային արդյունաբերությունը, որում առավելապես կարևորվում է մետաղական հանքաքարերի հայթայթումն ու վերամշակումը: ՀՀ տարածքում հայտնաբերված են մոլիբդենով, ցինկով, կապարով հարուստ մի շարք երկրաքիմիական մարզեր[1]: Այդ տարածաշրջանների հիմնական խնդիր է հանդիսանում շրջակա միջավայրի ոլորտների աղտոտումը ծանր մետաղներով: Վտանգավոր են ոչ միայն այդ տարածաշրջանների համար բնորոշ (տիպոմորֆ) տարրերը՝ պղինձը, ցինկը, կապարը, այլև ուրիշ վնասակար մետաղներ՝ սնդիկը, կադմիումը, արսենը, քրոմը: Դրանք հայտնվում են շրջակա միջավայրի ոլորտներում և դառնում էկոլոգիական ռիսկի հիմնական գործոն: Ծանր մետաղները չեն ենթարկվում ինքնամաքման. տարածական տեղափոխման ընթացքում նրանց մոտ փոփոխվում են միայն կոնցենտրացիաները և գտնվելու ձևերը: Ներգրավվելով կենսաբանական շրջապատույթի մեջ՝ դրանք բերում են բոլոր բնական միջավայրերի՝ հողի, ջրի, օդի աղտոտմանը: Դրանք անխուսափելիորեն թափանցում են նաև սննդային շղթաների մեջ և կուտակվում կենդանի օրգանիզմներում: Ծանր մետաղները խիստ վտանգավոր են մարդկանց համար: Այդ խիստ վնասակար և թունավոր տարրերը առաջացնում են ինչպես յուրահատուկ հիվանդություններ, ուղղակի թունավորման արդյունքում, այնպես էլ օրգանիզմի հիմնարար ֆունկցիաները՝ վերարտադրությունը և

ժառանգականությունը խախտող հետևանքներ, որոնք փաստորեն մեծ վտանգ են ներկայացնում նաև սերունդների համար: Դրանք մուտագեն, տերատոգեն, քաղցկեղածին և էմբրիոտոքսիկ են[2,3,4,5]:

Հետազոտման համար ընտրվել են ՀՀ-ի լեռնահանքային արդյունաբերության առավել զարգացած տեղանքների ջրային էկոհամակարգերը՝ Դեբեդի (Դեբեդ, Ախթալա, Գարգառ, Շնող գետերը) և Ողջի (Ողջի և Արծվանիկ գետերը):

Աշխատանքի նպատակը և խնդիրները

- Հետազոտել Դեբեդ և Ողջի գետերի ջրաէկոհամակարգերի աղտոտվածությունը ծանր մետաղներով:
- Գնահատել և վերլուծել ուսումնասիրված ծանր մետաղների պարունակության և լուծված թթվածնի (L_{O_2}), թթվածնային հագեցվածության (I_{O_2}) և ջրածնային ցուցիչի (pH) մեծությունների միջև կախվածությունների կորելացիոն գործակիցները:
- Ցույց տալ ուսումնասիրված ծանր մետաղների միգրացիայի ուղղությունները ջուր-հող համակարգերում: Ուսումնասիրել հետազոտված ծանր մետաղների տեղափոխումը հող-ջուր-բույս համակարգերում տարբեր ջրային էկոհամակարգերի և բույսերի համար:
- Ուսումնասիրել ՀՀ-ում արտադրված որոշ գինիներում առավել վտանգավոր ծանր մետաղների՝ կադմիումի և կապարի պարունակությունը:
- Ուսումնասիրել սնդիկի պարունակությունը հող-ջուր-բույս համակարգում և սննդամթերքի տարբեր տեսակներում:

Աշխատանքի գիտական նորույթը

Առաջին անգամ.

- բացահայտվել է առանձին դիտակետերում ուսումնասիրության տարիներին տարբեր ծանր մետաղների „համազարկային-ուժեղ” աղտոտումները,
- որոշվել է հետազոտված ծանր մետաղների միգրացիայի ուղղությունը հող-ջուր-բույս համակարգերում,

- որոշվել են հետազոտված ծանր մետաղների և լուծված թթվածնի, թթվածնային հագեցվածության, ջրածնային ցուցիչի կախվածությունների կորելացիոն գործակիցները,
- գինիների օրինակով ապացուցվել է, որ վտանգավոր ծանր մետաղների՝ կադմիումի և կապարի պարունակությունը մեծ է խաղողի պտուղներում,
- ցույց է տրվել սնդիկի պարունակությունը հող-ջուր-բույս համակարգերում և տարբեր սննդամթերքներում:

Աշխատանքի կիրառական նշանակությունը

Ստացված արդյունքները թույլ են տալիս կանխատեսել էկոհամակարգի էկոթունաբանական վիճակը և մշակել համապատասխան բնապահպանական միջոցառումներ՝ ուղղված էկոհամակարգերի ծանր մետաղներով աղտոտման նվազեցմանը: Դա հնարավորություն է տալիս շրջակա միջավայրում ծանր մետաղների շրջապտույտին տալ քանակական հիմնավորվածություն, որը հնարավորություն կտա մշակել կանխատեսման մոդելներ:

Պաշտպանության ներկայացվող դրույթները

- Դեբեդ և Ողջի գետերի ջրաէկոհամակարգերի ծանր մետաղներով աղտոտվածության վերծանումը և վերլուծությունը 2008-2013թթ. ընթացքում:
- Ուսումնասիրված ծանր մետաղների պարունակության և լուծված թթվածնի, թթվածնային հագեցվածության և ջրածնային ցուցիչի մեծությունների միջև կախվածությունների կորելացիոն գործակիցների որոշումը:
- Ուսումնասիրված ծանր մետաղների միգրացիայի ուղղությունների որոշումը հող-ջուր-բույս համակարգում տարբեր տեղանքի, ջրերի և բույսերի համար:
- ՀՀ-ում արտադրված որոշ գինիներում առավել վտանգավոր ծանր մետաղների պարունակության ուսումնասիրությունը:
- Հող-ջուր-բույս համակարգերում և սննդամթերքի տարբեր տեսակներում սնդիկի պարունակության ուսումնասիրությունը:

Աշխատանքի արդյունքների հրապարակումը

Ատենախոսության հիմնական արդյունքները զեկուցվել են ԵՊՀ էկոլոգիական քիմիայի ամբիոնի գիտական սեմինարներում, «Էկոլոգիա և կենսագործունեության անվտանգություն» X միջազգային կոնֆերանսում (ՌԴ, ք. Պենզա, 2010թ.), Գորիսի պետական համալսարանի միջազգային II գիտաժողովում (Գորիս, 2011թ.), Գիտական տեղեկագրում (Երևան, 2012թ.; 2014թ.), «Հումանիտար և բնական գիտությունների արդի հիմնախնդիրները» ամսագրում (Մոսկվա, 2014թ.), «Կրթության և գիտության ժամանակակից տենդենցները» ամսագրում (Լեհաստան, 2014թ.): Աշխատանքի արդյունքները տպագրվել են 10 գիտական հոդվածներում:

Ատենախոսության կառուցվածքը և ծավալը

Ատենախոսությունը շարադրված է 103 էջերում, պարունակում է 37 աղյուսակ, 38 նկար: Ատենախոսությունը բաղկացած է ներածությունից, 3 գլուխներից, եզրակացություններից, առաջարկություններից, օգտագործված գրականության ցանկից (152 անուն):

ԳԼՈՒԽ 1

ԳՐԱԿԱՆ ԱԿՆԱՐԿ

1.1. Ծանր մետաղների առանձնահատկությունները

Ծանր մետաղների խմբին պատկանող տարրերի քանակը փոխվում է լայն սահմաններում: Որպես պատկանելիության չափորոշիչներ օգտագործվում են բազմաթիվ բնութագրեր՝ ատոմային զանգվածը, խտությունը, թունավորության աստիճանը, բնական միջավայրում տարածվածությունը, բնական և տեխնածին շրջապատույթներում ներգրավման աստիճանը: Որոշ դեպքերում, ծանր մետաղների սահմանման են ենթարկվում փխրուն կամ մետաղանման տարրերը: Շրջակա բնական միջավայրի աղտոտման խնդիրներին և էկոլոգիական մոնիթորինգին նվիրված աշխատանքներում ծանր մետաղներին են դասում Դ.Ի.Մենդելևի պարբերական համակարգի ավելի քան 40 մետաղներ՝ V, Cr, Mn, Fe, Co, Cu, Zn, Mo, Cd, Hg, Pb, Bi և այլն: Ընդ որում ծանր մետաղների դասակարգման մեջ բավականին մեծ դեր ունեն հետևյալ պայմանները. կենդանի օրգանիզմների համար նրանց բարձր թունավորությունը՝ համեմատաբար ցածր կոնցենտրացիաների դեպքում, ինչպես նաև կենսակուտակման և կենսամագնիսականության ունակությունը: Գործնականում այս դասակարգման մեջ մտնող բոլոր մետաղները (բացառությամբ՝ կապարի, սնդիկի և կադմիումի) ակտիվ մասնակցում են կենսաբանական գործընթացներին, մտնում են շատ ֆերմենտների բաղադրության մեջ: Ըստ Ն. Ռեյմերսի դասակարգման ծանր համարվում են 8գ/սմ^3 և ավելի բարձր խտություն ունեցող մետաղները: Այդ դեպքում ծանր մետաղներ համարվում են. Pb-ը, Cu-ը, Zn-ը, Ni-ը, Cd-ը, Co-ը, Sb-ը, Sn-ը, Bi-ը, Hg-ը[6-9]:

Ծանր մետաղների սահմանմանը համապատասխանում է տարրերի մեծ խումբ: Սակայն, շրջակա միջավայրի վիճակի և աղտոտվածության հսկողության հետ կապված կիրառական գործունեությամբ զբաղվող հետազոտողների կարծիքով այդ տարրերի միացություններն այդքան էլ համարժեք չեն աղտոտիչ նյութերին: Այդ պատճառով աշխատանքի ուղղվածությունից և յուրահատկությունից ելնելով կատարում են ծանր մետաղների խմբի սահմանների փոքրացում՝ ըստ գերակայության չափանիշների:

Այսպես, Յ. Ա. Իգրայելի կենսոլորտի արգելոցների բնական միջավայրերում որոշման ենթակա քիմիական նյութերի ցանկում ծանր մետաղների խմբին են դասվում կապարը, սնդիկը, կադմիումը, արսենը[6,7,8]:

Ծանր մետաղներն առավել մեծ հետաքրքրություն են ներկայացնում որպես կենսոլորտի աղտոտիչներ, որոնք պատկանում են առաջնային աղտոտիչ նյութերի խմբին և որոնց հսկողությունը կարևոր է բոլոր միջավայրերում: Դրանք այժմ զբաղեցնում են երկրորդ տեղն ըստ վտանգավորության աստիճանի, զիջելով միայն պեստիցիդներին, զգալիորեն գերազանցում են այնպիսի աղտոտիչների, ինչպիսիք են ածխածնի երկօքսիդը և ծծումբը, ԱԷԿ-ի պինդ արտանետումները: Ծանր մետաղները կարող են ներթափանցել շրջակա միջավայր ինչպես մարդածին, այնպես էլ բնական աղբյուրներից: Անձրևները քայքայում են լեռնային ապարները, հարստացնելով կամ աղքատացնելով հողն այս կամ այն տարրով, տեղափոխելով դրանք օվկիանոս, որտեղ այդ տարրերը կուտակվում են հատակային նստվածքներում կամ հոսանքով տարվում են ավելի հեռավոր շրջաններ: Կենսաբանական ցիկլերում տեղի է ունենում մետաղների տեղաբաշխում, կուտակում բույսերի և կենդանիների օրգանիզմներում, բացի այդ նրանք ներառվում են նաև սննդային շղթաներում[9,106-109]:

Ծանր մետաղների համար գոյություն չունեն արդյունավետ ինքնամաքման մեխանիզմներ, նրանք պարզապես վերաբաշխվում են, անցնելով մի ջրավազանից մյուսը, փոխներգործելով տարբեր տեսակի կենդանի օրգանիզմների հետ՝ ամենուրեք թողնելով այդ փոխներգործության տեսանելի և անտեսանելի անցանկալի հետևանքներ:

Մարդկանց և կենդանիների օրգանիզմների վրա այդ մետաղների ֆիզիոլոգիական ազդեցությունը տարբեր է և կախված է մետաղի բնույթից, միացության տեսակից և կոնցենտրացիայից, որի ձևով այն գտնվում է բնության մեջ: Շատ ծանր մետաղներ դրսևորում են կոմպլեքսագոյացող հատկություններ: Այս մետաղների իոնները, ջրային միջավայրում հիդրատացված են և կարող են առաջացնել տարբեր հիդրօքսո-կոմպլեքսներ, որոնց բաղադրությունը կախված է լուծույթի թթվայնությունից: Եթե լուծույթում կան օրգանական միացությունների

որոշակի անիոններ կամ մոլեկուլներ, ապա մետաղի իոններն առաջացնում են տարբեր կառուցվածքի և կայունության կոմպլեքսներ[10,11,12,13]:

Շրջակա միջավայրի տարբեր օբյեկտներում (օդ, հող, ջուր) ծանր մետաղների պարունակությունների ուսումնասիրությունները ցույց են տվել, որ տարիների ընթացքում դրանց քանակներն ավելանում են[14,110]:

Ծանր մետաղներով կենսոլորտի աղտոտման հիմնական աղբյուր են հանդիսանում սև և գունավոր մետալուրգիայի արտադրությունները (աերոզոլային թափոնները, արդյունաբերական թափոնաջրերը), մեքենաշինությունը (գալվանական վաննաներ, նիկելապատում, քրոմապատում), մարտկոցներ արտադրող գործարանները, ավտոմոբիլային տրանսպորտը: Կենսոլորտի՝ ծանր մետաղներով աղտոտման անթրոպոգեն գործոններից բացի, կան նաև այլ՝ բնական գործոններ, օրինակ՝ հրաբուխների ժայթքումը: Մետաղների ներթափանցումը կարող է տեղի ունենալ նաև աերոզոլային ճանապարհով, հիմնականում նրանք օրգանիզմ են անցնում ջրի և սննդամթերքի միջոցով: Մետաղական թույներն ի տարբերություն օրգանական թույների, մտնելով օրգանիզմ ոչ մի էական փոխարկման չեն ենթարկվում և միանալով կենսաքիմիական շղթաներին, չափազանց դանդաղ են հեռանում դրանցից[12,15]:

Հայտնի է, որ ծանր մետաղների մեծամասնությունը հանդիպում են մարդու օրգանիզմում, որտեղ մետաղ պարունակող միացությունների միջին քանակությունը գրեթե հաստատուն է[12,8]:

Հարկ է նշել, որ ցանկացած մետաղի իոնի հետ սպիտակուցների և արյան այլ կարևոր բաղադրիչների քիմիական կապի ամրությունը բավական է նրա համար, որպեսզի օրգանիզմում գտնվելու իր ամբողջ ընթացքում մետաղը գտնվի սպիտակուցների, ամինաթթուների և ուրիշ կենսաբանական ակտիվ միացությունների հետ կոմպլեքսների տեսքով: Այդ պատճառով մետաղի ավելցուկը կարող է բերել օրգանիզմի ֆունկցիաների խախտման, թունավորման և մահվան: Այդպիսի ազդեցության աստիճանը կախված է ոչ միայն մետաղի որոշակի մակարդակը գերազանցող կոնցենտրացիայից, այլև մետաղի բնույթից, առաջին հերթին՝ նրա կոմպլեքսագոյացման ունակությունից: Այսպես, եթե մետաղական թույնի

կոմպլեքսագոյացման ունակությունը բարձր է, ապա այն կարող է ակտիվ կենտրոնից դուրս մղել կենսածին մետաղ-կատալիզատորին՝ մրցակցային փոխազդեցության արդյունքում, կամ կարող է կապվել կենսաբանորեն ակտիվ շատ միացությունների հետ, որոնք անհրաժեշտ են կյանքի համար կարևոր ֆերմենտների սինթեզի համար[12,16]:

Մարդկությանը հայտնի ամենահին մետաղներից մեկը սնդիկն է: Բնության մեջ տարբեր հանքանյութերում հանդիպում է հիմնականում միացությունների ձևով (սուլֆիդներ, սելենիդներ, քլորիդներ, օքսիքլորիդներ): Սնդիկի պարունակությունը երկրակեղևում $5 \times 10^{-6}\%$ է: Սնդիկի առավել կարևոր հանքանյութերից են կինովարը՝ HgS , որը հանդիպում է նուրբ, փայլուն կարմիր բյուրեղիկների տեսքով, մետակինովարը՝ HgS , որը որպես կանոն ուղեկցում է կինովարին և իրենից ներկայացնում է սև խորանարդաձև բյուրեղներ և ի տարբերություն կինովարի լավ էլեկտրահաղորդիչ է: Սնդիկի հանքանյութերից են նաև կալումելը՝ Hg_2Cl_2 , կոլորադոիդը՝ HgTe , լիվինգստոնիտը՝ HgSb_4S_7 և այլն: Կինովարը սնդիկի ստացման հիմնական աղբյուրն է, որի հանքերը երկրակեղևում հանդիպում են 300-400 մ խորության վրա: Սպեկտրալ ճանապարհով սնդիկի պարունակություն է հայտնաբերվել նաև հրաբխային հեղուկ և պինդ զանգվածներում[17]:

Մթնոլորտում սնդիկի ընդհանուր քանակությունը՝ 300-350մլն տ է, ընդ որում ցամաքում դրա կոնցետրացիան 10 անգամ ավելի մեծ է, քան օվկիանոսներում: Սնդիկի կյանքի տևողությունը մոտ 10 օր է: Այն ամուր ֆիքսվում է հողում՝ առաջացնելով կոմպլեքսներ հումինային թթուների հետ: Սնդիկի կիսատրոհման ժամանակամիջոցը 250 տարի է: Ցամաքից գետերի հոսքով մեկ տարվա ընթացքում օվկիանոս է լցվում 2.6 հազար տոննա սնդիկ: Սնդիկի գոլորշիների քանակը գետնի ընդերքում 1000 տ է: Բուսականության կողմից մեկ տարում կլանվում է 2000տ սնդիկ, կենսաբանական շրջապտույտի մեջ է մտնում 40000տ , որտեղ մոտ 10000տ-ն՝ ջրային էկոհամակարգերի միջոցով: Չնայած սնդիկի բոլոր աղերը թունավոր են՝ դրանցից շատերը կիրառվում են բժշկության մեջ, որը համարվում է սնդիկի օգտագործման առավել հին եղանակներից մեկը[6,18]:

Սնդիկի ժամանակակից անթրոպոգեն արտանետումներն իրենց չափերով համեմատելի են բնական գործընթացի հետ: Այսպես, միայն 20-րդ դարում քարածխի այրման հետևանքով միավոր մակերեսի վրա սնդիկի քանակությունն ավելացել է մոտ 10 անգամ:

Սնդիկը շրջակա միջավայր է անցնում՝ պիրոմետալուրգիական եղանակով մետաղների ստացման ժամանակ, ցանկացած օրգանական վառելիքի (ածուխ, տորֆ, նավթ, գազ, փայտ) այրումից, մետալուրգիական՝ հատկապես գունավոր մետալուրգիայի արտադրամասերից, ածխի կոքսացումից:

Մթնոլորտ թափանցած սնդիկի գոլորշիները կուտակվում են աերոզուլների տեսքով, լվացվում են մթնոլորտային տեղումներով, կուտակվում են հողում, մտնում նյութերի շրջապտույտի մեջ՝ հողի և ջրի միջոցով (իոնիզացվում, վերածվում են աղերի, ենթարկվում մեթիլացման, յուրացվում են բույսերի և կենդանիների կողմից)[8,19]:

Սնդիկ պարունակող թափոններն ըստ թունավորության աստիճանի պատկանում են վտանգավորության I դասին, որոնք իրենցից ներկայացնում են «դանդաղ ազդեցությամբ վտանգավոր նյութեր»: Սնդիկը պատճառ է հանդիսացել մի քանի էկոլոգիական ողբերգությունների, որոնցից ամենահայտնիներն են Ճապոնիայի Մինամատայի շրջանում և Իրաքում զանգվածային հիվանդություններն ու զոհերը:

Սնդիկով թունավորման հիմնական աղբյուր են հանդիսանում մետալուրգիայի և ցեմենտի արդյունաբերության արտադրամասերը, գյուղատնտեսության մեջ օգտագործվող սնդիկ պարունակող թունաքիմիկատները (գրանոզաները)[20]:

Քաղաքային ջրերում և տարբեր թափոններում մեծ քանակությամբ սնդիկի առկայությունը հիմնականում կապված է այն պարունակող տարբեր սարքերի՝ լյումինեսցենտային և սնդիկային լամպերի, ջերմաչափերի, գալվանական էլեմենտների շարքից դուրս գալու հետ: Սնդիկի նշանակալի մասը շրջակա միջավայր է մտնում նաև շարքից դուրս եկած ջերմաչափերի պատճառով(ԱՄՆ-ում այսպես տարեկան կորչում է 50տ սնդիկ)[21,111]:

Երկրակեղևում արսենի պարունակությունը մեծ չէ, այն ընդամենը կազմում է տոկոսի 1/10000 մասը: Մինչդեռ նրա փոքր քանակությունները բնության մեջ կարող

են գտնվել գրեթե ամենուր՝ բույսերում, քարածխում, ծովի ջրում, շատ աղբյուրների ջրում, մարդկանց և կենդանիների օրգանիզմներում: Երկրակեղևում երբեմն հանդիպում է ինքնաձին վիճակում, ունի մոխրագույն մետաղական փայլ, խեցու տեսք կամ խիտ զանգված՝ կազմված փոքր հատիկներից: Արսենի առավել տարածված հանքերից մեկն արսենային կոլչեդանն է (արսենոպիրիտ), որն իրենից ներկայացնում է FeAsS միներալը: Երբեմն արսենոպիրիտը պարունակում է արծաթ և ոսկի և նրա առաջացման վայրն օգտագործվում է այդ մետաղների արդյունահանման համար:

Արսենի միացությունները՝ ըստ թունավորության աստիճանի կարելի է դասել հետևյալ կերպ. $\text{AsH}_3 > \text{R}_3\text{As} > \text{AsO}_4^{3-}$: Թեև As (III)-ի միացություններն ավելի թունավոր են, քան քառավալենտները, սակայն թունավորումները (IV) միացություններով առավել հաճախ են հանդիպում, կապված այն բանի հետ, որ (IV) միացությունները հանդիսանում են ֆոսֆատների կառուցվածքային նմանակները և ազդում են ֆոսֆորիլացման գործընթացների վրա[6,22]:

Շրջակա միջավայր անցման մարդածին աղբյուրներն են հանդիսանում. արսեն պարունակող հանքաքարերի և հանքանյութերի արդյունահանումը և վերամշակումը, պիրոմետալուրգիան, ծծմբական թթվի ու սուլաերֆոսֆատի ստացումը, քարածխի, նավթի, տորֆի, թերթաքարի այրումը, արսեն պարունակող թունաքիմիկատների, պրեպարատների, հակասեպտիկների և ռեագենտների սինթեզն ու օգտագործումը[18,23]:

Շրջակա միջավայրի աթրոպոգեն ծագման աղտոտման հիմնական աղբյուրներն են համարվում ՋԷԿ-երը(27%), սև(24%) և գունավոր(10.5%) մետալուրգիան, նավթաքիմիական արդյունաբերությունը(15.5%), շինարարական նյութերը(8.1%), քիմիական արդյունաբերությունը(1.31%), ավտոտրանսպորտը(13.3%)[24]:

Կադմիումը պատկանում է ցրված տարրերի շարքին և մտնում է բազմաթիվ հանքանյութերի բաղադրության մեջ (պարունակվում է խառնուրդների տեսքով): Բնության մեջ կադմիումը գտնվում է ցինկային հանքաքարերում: Նրա պարունակությունը բարձր է հանքահորերի և մետաղագործական ձեռնարկությունների հալման արտադրամասերի շրջակայքի օդում:

Երկրակեղևում կադմիումի պարունակությունը 0.1մգ/կգ է: Կադմիումի մարդածին էմիսիան կենսոլորտ մի քանի անգամ գերազանցում է բնականին: Օրինակ, տարեկան մթնոլորտ է մուտք գործում մոտ 9000 տոննա կադմիում, որից 7700 տոննան (մոտ 85%)՝ մարդու գործունեության արդյունքում: Չափազանց վտանգավոր է մետաղի գոլորշիների և կադմիումի միացությունների աերոզոլների ազդեցությունն արտադրամասերի աշխատանքային գոտում: Արդյունաբերությունում կադմիումն օգտագործում են որպես ներկերի և պոլիմերային նյութերի պիգմենտ, ինչպես նաև գալվանոժածկույթների, համաձուլվածքների և հիմնային մարտկոցների պատրաստման համար[113]:

Շրջակա միջավայրի աղտոտվածությունն առաջին հերթին կախված է արդյունաբերական հոսքաջրերին մոտ գտնվող գրունտային ջրերից: Կադմիումի՝ օրգանիզմ ներթափանցման հիմնական աղբյուրներն են՝ ծովամթերքը, տերևային բանջարեղենը, ինչպես նաև ծխախոտի ծուխը[25]:

Մարդու գործունեության արդյունքում շրջակա միջավայր արտանետված կապարի քանակը բավականին շատ է: Այս տարրով կենսոլորտի աղտոտման հիմնական աղբյուրներից են ներքին այրման շարժիչներից արտանետվող գազերը (տարեկան կազմում է մոտ 260 հազար տոննա), բարձրջերմաստիճանային տեխնոլոգիական գործընթացները (քարածխի, նավթի, մագլիսի և բենզինի այրումից տարեկան շրջակա միջավայր արտանետվում է 27.5-35 հազար տոննա), մետաղի արտահանումը և մշակումը (մետալուրգիական գործարանների աշխատանքի հետևանքով տարեկան երկրի մակերևույթ մուտք է գործում 90 հազար տոննա): Մթնոլորտում կապարի ընդհանուր պարունակությունը տատանվում է 1-ից մինչև 50 մկգ/լ, սակայն ինտենսիվ արդյունաբերական շրջաններում կարող է հասնել 1000մկգ/լ, ինչը հանգեցնում է ձյան շերտի և հողի զգալի աղտոտման: Այս տարրի ընդհանուր քանակության կեսը շրջակա միջավայր է անցնում էթիլացված բենզինի այրման արդյունքում[25,26]: Մետալուրգիայի, մետաղամշակման, էլեկտրոտեխնիկայի, նավթաքիմիայի և ավտոտրանսպորտի ձեռնարկությունների արտանետումներում առկա է կապարի զգալի քանակություն:

Կապարի տեղափոխումը և տարածումը շրջակա միջավայրի օբյեկտներ կատարվում է մթնոլորտի միջոցով: Այն ինտենսիվ կուտակվում է փշատերև ծառերում և մամուռի մեջ: Կապարի տեխնոգեն աճը հանգեցրել է նրան, որ կտրուկ մեծացել է վերջինիս քանակությունը շրջակա միջավայրի օբյեկտներում[27]:

Ժամանակակից մարդու կմախքում 700-1200 անգամ ավելի կապար է պարունակվում, քան 1600 տարի առաջ ապրած մարդու: Կապարը բնութագրվում է բիոտայի թունավորման էֆեկտների լայն սպեկտրով: Նրա ազդեցության հետևանքը բերում է օրգանիզմում կենսաքիմիական շեղումների:

Քրոմի և նրա միացությունների մուտքը շրջակա միջավայր տեղի է ունենում ինչպես բնական աղբյուրներից (բույսերի կողմից ներծծում հողից, լեռնային ապարների և հողերի էրոզիա, ինչպես նաև ոչ մեծ քանակներով հրաբխային արտանետումներից), այնպես էլ, առավելապես, մարդածին գործունեության արդյունքում (քրոմի օգտագործում, ածխի այրում և ավելի քիչ, հանքանյութի արտահանում և մետաղի արտադրություն): Քրոմի կիրառման հիմնական ոլորտներն են հանդիսանում լեգիրացված պողպատի և երկաթքրոմային համաձուլվածքների արտադրությունը (քիմիական արդյունաբերության մեջ օգտագործման համար), էլեկտրական շղթաների տաքացուցիչ տարրերի, հրակայուն աղյուսների արտադրությունը, քրոմական թթվի և քրոմատների արտադրությունը, որոնք կիրառվում են տեքստիլ արդյունաբերության մեջ ներկանյութերի սինթեզի համար, կաշվի արդյունաբերության մեջ, դաբաղանյութերի արտադրությունում և այլն:

Բուսական և կենդանական օրգանիզմներում քրոմը միշտ առկա է, թեև այն հարցը, թե հանդիսանում է արդյոք այն անփոխարինելի սնուցող տարր կենսաբանական օբյեկտների համար, մինչ օրս բացահայտված չէ: Որոշ բույսեր, մասնավորապես դեղաբույսերը, ընդունակ են կուտակել այն զգալի քանակներով:

Մթնոլորտային օդում քրոմի քիմիական ձևը կախված է արտանետման բնույթից: Մետալուրգիական ձեռնարկությունների հարակից տարածքների օդում այն սովորաբար գտնվում է եռավալենտ ձևով[28,29]:

Պղինձն օժտված է բարձր էլեկտրա- և ջերմահաղորդականությամբ, կայուն է ջրի և օդի ազդեցությունների նկատմամբ: Պղինձի բնական աղբյուրներն են համարվում բորնիտ, խալկոպիրիտ, մալախիտ հանքանյութերը: Այն կարող է հանդիպել նաև բնածին պղնձի տեսքով: Արտադրության մեջ պղնձի միացություններն օգտագործում են էլեկտրական լարերի, մետաղադրամների, խողովակաշարերի, ջերմափոխանակիչների պատրաստման համար[30,31]:

Մանգանը բնության մեջ ազատ վիճակում չի հանդիպում, նրա հիմնական հանքաքարն է համարվում պիրոլյուզիտը: Մանգանի աղերից կարևորագույնը նրա կալիումական աղն է՝ պերմանգանատը, որն օժտված է ուժեղ օքսիդիչ հատկությամբ[32,118]:

Մոլիբդենը պատկանում է հազվագյուտ տարրերին, երկրագնդի վրա նրա կլարկը ըստ զանգվածի կազմում է $1,1 \cdot 10^{-4}\%$: Նրա միացություններից արտադրական նշանակություն ունի միայն մոլիբդենիտը (MoS_2): Մաքուր մոլիբդենն օգտագործվում է հակակոռոզիոն համաձուլվածքներ ստանալիս, տաքացուցիչների արտադրության մեջ, ինչպես նաև էլեկտրավակուումային տեխնիկայում և էլեկտրական լամպերի արտադրությունում[33,34]:

1.2. Ծանր մետաղները բնական ջրերում

Շրջակա միջավայրի որակի կարևոր ցուցանիշ է հանդիսանում մակերևութային ջրերի մաքրության աստիճանը: Մետաղներն ընկնելով ջրամբար կամ գետ, տեղաբաշխվում են այդ ջրային էկոհամակարգի բաղադրիչների միջև: Սակայն մետաղների ոչ բոլոր կոնցենտրացիաներն են առաջ բերում այս համակարգերի քայքայում: Արտաքին թունավոր ազդեցության նկատմամբ էկոհամակարգի դիմադրողականության գնահատման համար ընդունված է խոսել էկոհամակարգի բուֆերային տարողության մասին: Ծանր մետաղների նկատմամբ ջրային էկոհամակարգերի բուֆերային տարողության տակ հասկանում են մետաղական թույնի այնպիսի քանակությունը, որի ներթափանցումը էականորեն չի խախտում հետազոտվող էկոհամակարգի բնական ֆունկցիոնալ բնույթը: Այդ դեպքում մետաղական թույնը գտնվում է հետևյալ ձևերով՝

- Լուծված,
- Ֆիտոալանկտոնով՝ բուսական միկրոօրգանիզմներով սորբված և ակումուլյացիայի ենթարկված,
- կախությային օրգանական և հանքային մասնիկների ջրային միջավայրից դուրս բերման արդյունքում, հատակային նստվածքներով պահված,
- անմիջապես ջրային միջավայրից, լուծված վիճակում, հատակային նստվածքների մակերևույթին ադսորբված,
- կախությային մասնիկների վրա ադսորբված:

Ծանր մետաղները համարվում են օրգանիզմի անբաժանելի հիմնական մասը, քանի որ այդ տարրերի շատ միացություններ մտնում են ֆերմենտների, վիտամինների, հորմոնների բաղադրության մեջ և մասնակցում են կենսաքիմիական գործընթացներին: Համալիր նշանակության ջրամբարներ անցնող ծանր մետաղների պոտենցիալ տոքսիկության գնահատման համար որպես ինդիկատորներ օգտագործում են տարբեր ձկնատեսակներ: Մետաղները կուտակվում են ձկների օրգանիզմում շատ անգամ ավելի քանակությամբ, քան ջրամբարում է, ինչն էլ բերում է ջրամբարի արտադրողականության նվազման և մարդու համար պոտենցիալ վտանգի մեծացման[9,35]:

Ջրում մետաղների գտնվելու ձևի վրա ազդում են հիդրոբիոտները: Մակերևութային ջրերում պղնձի վարքի ուսումնասիրման ժամանակ նկատվում են կոնցենտրացիայի սեզոնային տատանումներ՝ ձմռանը դրանք առավելագույնն են, իսկ ամռանը՝ կենսազանգվածի ակտիվ աճի հետ կապված նվազում են:

Մակերևութային ջրերում բացի մետաղների կուտակումից, որը տեղի է ունենում ի հաշիվ մակերեսային կլանման և դրան հաջորդող սեդիմենտացիայի, տեղի են ունենում նաև այլ գործընթացներ, որոնք արտահայտում են էկոհամակարգի կայունությունը այդպիսի թունավոր աղտոտիչների նկատմամբ: Սրանցից առավել կարևոր են ջրային միջավայրում լուծված օրգանական միացություններով մետաղի իոնների կապումը: Դրա հետ միասին թույնի քանակությունը ջրում չի փոխվում: Այդուհանդերձ ընդունված է համարել, որ առավել մեծ թունավորությամբ օժտված են

մետաղների հիդրատացված իոնները, իսկ կոմպլեքսներում կապված մետաղները առավել քիչ վտանգավոր են կամ ընդհանրապես անվտանգ[36]:

Հարավային ծովերի, գետերի և ջրամբարների ջրերը, որոնք ունեն բարձր կոնցենտրացիայով բնական բաղադրիչների մեծ հավաքածու (հումուսային միացություններ, հումինաթթուներ, ֆուլվոթթուներ), ի տարբերություն հյուսիսի ջրամբարների ջրերի, ենթարկվում են առավել արդյունավետ բնական դետոքսիկացիայի: Այդ կերպով, մյուս հավասար պայմանների դեպքում, ջրի թունավորումը, որում հայտնվել են աղտոտիչները, կախված է բնական տարածքի կլիմայական պայմաններից: Հարկ է նշել, որ մակերևութային ջրերի բուֆերային տարողությունը մետաղական թույների նկատմամբ որոշվում է ոչ միայն լուծված օրգանական միացություններով և կախույթներով, այլև հիդրոբիոտների ակումուլացնելու ունակությամբ, ինչպես նաև էկոհամակարգի մյուս բաղադրիչների կողմից մետաղի իոնների կլանման կինետիկայով, ներառելով լուծված օրգանական միացությունների հետ կոմպլեքսագոյացումը: Այս ամենը խոսում է մակերևութային ջրերի մեջ մետաղ-աղտոտիչ ընկնելու դեպքում՝ նրանցում ընթացող գործընթացի բարդության մասին:

Ջրի թունավորումը՝ ծանր մետաղներով աղտոտվելիս, հիմնականում որոշվում է կամ մետաղների ակվաիոններով, կամ անօրգանական միացությունների պարզագույն կոմպլեքսներով: Այլ կոմպլեքսագոյացնող նյութերի, մասնավորապես օրգանական նյութերի, առկայությունը նվազեցնում է թունավորումը: Հատակային նստվածքներում թույների կուտակման երևույթը կարող է երկրորդային թունավորման պատճառ դառնալ[12]:

Ծանր մետաղների թվին պատկանող սնդիկը հանդիսանում է բնական ջրերի առաջնային աղտոտիչներից մեկը: Ունենալով արտահայտված քաղցկեղածին հատկություն՝ սնդիկն ունի կուտակման մեծ հնարավորություն, ինչի հետևանքով կենսացենոզների վրա առաջանում է անբարենպաստ ազդեցության իրական վտանգ, նույնիսկ աղտոտման ցածր աստիճանի դեպքում[15,37]:

Սնդիկն առանձնանում է իր ջրային միգրացիայի մեջ մտնելու բարձր ինտենսիվությամբ: Ջրային միջավայրից ջրալույծ ձկները դուրս են բերվում կավային հատակային նստվածքների ձևով՝ $nx10^4$ տարիների ընթացքում:

Ինչպես հայտնի է, ձկները հանդիսանում են ջրային էկոհամակարգերում սննդային շղթաների բարձրագույն, իսկ երբեմն նաև վերջին օղակները. այդ պատճառով հենց ձկների մեջ է կուտակվում թունավոր նյութերի առավելագույն քանակությունը: Ձկների օրգանիզմում ծանր մետաղների պարունակության և բաշխման մասին տվյալները անհրաժեշտ են մի շարք պրակտիկ և գիտական խնդիրների լուծման համար, որոնց թվին է պատկանում ձկնամթերքի որակի վերահսկողությունը և շրջակա միջավայրի կենսաբանական և քիմիական վիճակի մոնիտորինգը[38]:

Ծովային գիշատիչ ձկների (թյուննոս, թրածուկ, գայլածուկ, թագավորական թյունիկ, կարմիր լուցիան), ինչպես նաև աղտոտված ջրերում բնակվող բոլոր այլ ձկների միսը պարունակում է մեծ քանակությամբ սնդիկ: Մեծ Բրիտանիայում վերջերս իրականացրած հետազոտությունների արդյունքում պարզվել է, որ ձկան օգտագործումը մարդու օրգանիզմ սնդիկի ներթափանցման հիմնական աղբյուրն է[39]:

Արսենի մեծ քանակություն հայտնաբերվել է ջրամբարների հատակային նստվածքներում, որտեղից այն կարող է միգրացիա կատարել հեղուկ ֆազ որոշակի պայմանների դեպքում: Բնության մեջ արսենը հանդիպում է ազատ վիճակում, ինչպես նաև մեծ քանակությամբ ծանր մետաղների արսենիդների և արսենոսուլֆիդների ձևով:

Ծովի ջրում պարունակվում է մոտ 5մկգ/լ արսեն, իսկ խմելու ջրում՝ սովորաբար 1-2մկգ/լ-ից քիչ: Երկրագնդի որոշ մասերի (Հարավային Ամերիկա, Ավստրիայի բարձրլեռնային շրջաններ) ջրում հայտնաբերված է արսենի բարձր քանակություն: Այս մետաղի պարունակությունից կախված ջրի օգտագործումը բերում է կամ օրգանիզմում ֆերմենտատիվ գործընթացների ակտիվացման (ցածր կոնցենտրացիաների դեպքում), կամ հիպերկերատոզի և հիպերպիգմենտացիայի

տիպի մաշկային տոքսիկոզների (բարձր կոնցենտրացիաների դեպքում) առաջացման: Արսենի քանակության ավելացումը ջրում կարող է առաջացնել ավելի լուրջ խանգարումներ, ընդհուպ մինչև ստորին վերջույթների գանգրենայի առաջացում և մաշկի քաղցկեղ:

Գրունտային ջրերում արսենի ֆոնային մակարդակը կախված է ջրատար երկրաբանական շերտերում նրա պարունակությունից և տատանվում է 0,1-200մգ/լ միջակայքում: Բնական ջրերում հանդիպում է այն տարածքներում, որտեղ կան համապատասխան ապարների հանքեր: Ընդ որում հողերից ջրային միջավայր է անցնում նրա ընդհանուր քանակության մոտ 5-10%-ը: Մակերևութային ջրերում սովորաբար պարունակվում է 0,01մգ/լ: Օվկիանոսային ջրերում արսենի բնական պարունակությունը $1,77 \times 10^{-8}$ –ից մինչև $0,6 \times 10^{-6} \%$ է [37,40]:

Կադմիումը քիմիական հատկություններով նման է ցինկին: Այն կարող է ցինկի փոխարեն կապվել մետաղ պարունակող ֆերմենտների ակտիվ կենտրոններին, բերելով ֆերմենտատիվ ռեակցիաների ֆունկցիաների կտրուկ խախտման: Զրային համակարգերում կադմիումը միանում է լուծված օրգանական միացություններին, հատկապես, եթե նրանց կառուցվածքում առկա են սուլֆիդիդիլային՝ SH, խմբեր:

Կադմիումն առաջացնում է կոմալեքսներ նաև ամինաթթուների, պոլիշաքարների, հումինային թթուների հետ: Սակայն գտնում են, որ կադմիումը կապող այդ լիգանդների բարձր կոնցենտրացիայի առկայությունը, դեռ բավարար չէ կադմիումի ազատ ակվաիոնների կոնցենտրացիան կենդանի օրգանիզմների համար մինչև անվտանգ մակարդակ հասցնելու համար: Հատակային նստվածքների կողմից կադմիումի իոնների ադսորբցիան զգալի չափով կախված է միջավայրի թթվայնությունից: Չեզոք ջրային միջավայրում կադմիումի ազատ իոններն ամբողջությամբ ադսորբվում են հատակային նստվածքների վրա: Այժմ այս տարրով շրջակա միջավայրի աղտոտման հիմնական աղբյուր են հանդիսանում նիկել-կադմիումային մարտկոցների թաղման վայրերը: Կադմիում հայտնաբերվել է էթնա հրաբխի արտանետումներում: Անձրևային ջրերում կադմիումի կոնցենտրացիան կարող է գերազանցել 50 մկգ/լ, ջրամբարներում և գետերում՝ տատանվում է 200-400 նգ/լ սահմաններում: Նվազագույն քանակությունը գրանցվել է Խաղաղ օվկիանոսում:

Նրա միջին քանակական պարունակությունը ծովի ջրում կազմում է մոտ 0.1մկգ/լ: Այս տարրը կուտակվում է ջրային բույսերում և ձկների հյուսվածքներում (բայց ոչ կմախքում): Կադմիումը բույսերի նկատմամբ առավել քիչ թունավոր է, քան մեթիլսնդիկը: Կադմիումի 0,2-1 մգ/լ պարունակության դեպքում դանդաղում է բույսերի աճը և ֆոտոսինթեզը: Հետաքրքիր է հետևյալ գրանցված ազդեցությունը՝ կադմիումի թունավորությունը նկատելիորեն սկսում է նվազել ցինկի որոշակի քանակության առկայության դեպքում, ինչը ևս մեկ անգամ հաստատում է այս տարրերի մրցակցությունը օրգանիզմում ընթացող ֆերմենտատիվ գործընթացներին մասնակցելու ժամանակ: Սուր թունավորման սահմանը ձկների համար տատանվում է 0,09-105 մկգ/լ սահմաններում: Ջրի կոշտության մեծացումը նվազեցնում է կադմիումով թունավորման հնարավորությունը[6,7,16]:

Բնական ջրերում կապարը գտնվում է լուծված և կախույթային /կլանված/ վիճակում: Լուծված վիճակում հանդիպում է հանքային և օրգանահանքային կոմպլեքսների տեսքով, ինչպես նաև հասարակ իոնների, չլուծված՝ հիմնականում սուլֆիդների, սուլֆատների, և կարբոնատների ձևով: Բնական ջրերում կապարի պարունակությունը չի գերազանցում 10մկգ/լ, որը պայմանավորված է նրա նստեցմամբ և օրգանական ու անօրգանական լիզանդների հետ կոմպլեքսագոյացմամբ, նշված գործընթացների ինտենսիվությունը մեծ մասամբ կախված է pH-ից:

Ջրային համակարգերում կապարը կախույթային մասնիկների հետ կապված է հիմնականում ադսորբցիոն ձևով կամ գտնվում է հումինային թթուների հետ առաջացրած լուծելի կոմպլեքսների տեսքով: Կենսամեթիլացման արդյունքում կապարն առաջացնում է տետրամեթիլկապար: Չաղտոտված մակերևութային ջրերում կապարի քանակությունը չի գերազանցում 3 մկգ/լ: Արդյունաբերական շրջանների գետերում նկատվում է կապարի ավելի բարձր պարունակություն: Ձյունը կարող է զգալի չափով ակումուլացնել այս թույնը: Ջրային բույսերը լավ կուտակում են կապարը, սակայն տարբեր կերպ: Ձկների օրգանիզմներում կապարը կուտակվում է աննշան քանակությամբ, այդ պատճառով, տրոֆիկ շղթայի այդ օղակում, մարդու առողջության համար հարաբերականորեն քիչ է վտանգավոր: Սովորական պայմաններում,

ջրամբարներում, ձկների օրգանիզմներում մեթիլացված միացություններ հազվադեպ են հանդիպում: Արդյունաբերական թափոններով հարուստ շրջաններում տետրամեթիլկապարի կուտակումը ձկների օրգանիզմներում առավել արդյունավետ և արագ է ընթանում, սուր և քրոնիկ ազդեցությունները սկսվում են 0,1-0,5 մկգ/լ աղտոտվածության մակարդակից[25,26]:

Տետրամեթիլկապարը բնական ջրեր է անցնում ջրային տրանսպորտային միջոցների մոտորային վառելիքում որպես հակադետոնատոր օգտագործման արդյունքում, ինչպես նաև մակերևութային հոսքով քաղաքային տարածքներից: Այն բնութագրվում է բարձր թունավորությամբ, օժտված է կուտակվելու հատկությամբ: Տետրամեթիլկապարի պարունակությունը խմելու ջրերի, մշակութակենցաղային, ձկնատնտեսության նշանակության ջրամբարների ջրում չի թույլատրվում (ՍԹԿ-ի լրիվ բացակայություն):

Մակերևութային ջրեր կապարի անցման բնական աղբյուրներ են հանդիսանում էնդոգեն (հալենիտ) և էկզոգեն (անգլեզիտ, ցերուսիտ) հանքանյութերի լուծման գործընթացները: Շրջակա միջավայրում, այդ թվում մակերևութային ջրերում, կապարի պարունակության զգալի բարձրացումը կապված է ածուխների այրման, հանքահարստացնող ֆաբրիկաների, որոշ մետալուրգիական գործարանների, քիմիական արտադրությունների, հանքահորերի և այլնի հոսքաջրերով ջրային օբյեկտներ դուրս բերման հետ: Ջրում կապարի կոնցենտրացիայի իջեցման էական գործոններ են հանդիսանում նրա ադսորբցիան կախույթային նյութերով և նրանց հետ նստեցումը նստվածքագոյացումներում:

Գետերի ջրերում կապարի կոնցենտրացիան տատանվում է միկրոգրամի տասնորդական բաժիններից մինչև միավորներ $1\mu\text{m}^3$ -ում: Նույնիսկ ջրային օբյեկտների ջրում պոլիմետաղական հանքերին հարող շրջաններում նրա կոնցենտրացիան հազվադեպ է հասնում տասնյակ միլիգրամների $1\mu\text{m}^3$ -ում: Միայն քլորիդային թերմալ ջրերում կապարի կոնցենտրացիան երբեմն հասնում է մի քանի միլիգրամների $1\mu\text{m}^3$ ում:

Կապարի լիմիտացնող վտանգավորության ցուցանիշը սանիտարատոքսիկոլոգիական է[25-27]::

Ջրում քրոմի պարունակությունը տատանվում է 1-30 մկգ/լ: Վեցարժեք քրոմի միացությունները օրգանիզմում վերականգնվում են մինչև եռավալենտի, այդ պատճառով վերջին տարիներին, ուսումնասիրությունների ժամանակ, առավել շատ ուշադրություն է դարձվում հենց այդ ձևին: Խմելու ջրում վեցարժեք քրոմի ՍԹԿ-ն 0.05, իսկ եռարժեքինը՝ 0.5 մգ/լ է: Ցամաքային վայրի կենդանիների համար թունավոր է խմելու ջրում 1մգ/լ քրոմի պարունակությունը, իսկ ընտանի կենդանիների համար՝ 0.5 մգ/լ-ը: Վեցարժեք քրոմը վտանգավոր է ձկների համար՝ 0.005մգ/կգ-ից բարձր կոնցենտրացիաների դեպքում: Քիմիական գործարանների և հատկապես մետաղների մշակմամբ զբաղվող ձեռնարկությունների արտանետումների արդյունքում մեծ քանակությամբ քրոմ կարող է անցնել մակերևութային և ստորգետնյա ջրեր: [41]: Նրա LD₅₀-ը ձկների համար կազմում է 30-50մգ/լ, իսկ եռարժեք քրոմինը՝ 117 մգ/լ [42,114-117]:

Երկաթի կոնցենտրացիայի տատանումներն ունեն սեզոնային բնույթ: Սովորաբար բարձր կենսաբանական արտադրողականություն ունեցող ջրամբարներում ամառային և ձմեռային լճացման ժամանակ զգալի չափով մեծանում է երկաթի կոնցենտրացիան: Գարնանը և աշնանը ջրային զանգվածների խառնվելն ուղեկցվում է երկարժեք երկաթի՝ եռարժեքի օքսիդացմամբ[43,44]:

Բնական ջրերում առավելապես հանդիպում են պղնձի երկարժեք միացությունները: Միարժեք միացություններից առավել տարածված են ջրում դժվարալուծ Cu₂O, Cu₂S, CuCl միացությունները: Պղնձի ջրային միջավայր անցման հիմնական աղբյուրն են համարվում քիմիական, մետալուրգիական արդյունաբերությունների հանքահորերի հոսքաջրերը, ինչպես նաև ջրիմուռների ոչնչացման համար օգտագործվող ալդեհիդային ռեագենտների օգտագործումը:

Մոլիբդենը մակերևութային ջրեր է անցնում մոլիբդեն պարունակող էկզոգեն հանքանյութերի տարավլացման արդյունքում, ինչպես նաև հարստացնող գործարանների, գունավոր մետալուրգիայի գործարանների հոսքաջրերի հետ: Մոլիբդենի միացությունների կոնցենտրացիայի նվազումը տեղի է ունենում օգտակար հանածոների կախությամբ մասնիկների ադսորբցիայի գործընթացի և ջրային

բուսական օրգանիզմների կողմից կլանվելու արդյունքում: Մակերևութային ջրերում մոլիբդենը գտնվում է MoO_4^{2-} ձևով[43,44]:

Ցինկը բնական ջրեր է անցնում բնության մեջ լեռնային ապարների և հանքանյութերի քայքայման և ջրում լուծման արդյունքում, ինչպես նաև հանքահարստացնող և գալվանական գործարանների, հանքային ներկերի և վիսկոզային մանրաթելերի արտադրությունից առաջացող հոսքաջրերի հետ: Ջրում հիմնականում գտնվում է իոնական վիճակում կամ հանքային և օրգանական կոմպլեքսների կազմում: Երբեմն հանդիպում է չլուծված՝ հիդրօքսիդի, կարբոնատի, սուլֆատի ձևով[43,44,45]:

1.3.Ծանր մետաղները հողերում և բույսերում

Ներկայումս բնության մեջ հանդիպող 92 մետաղներից 81-ը հայտնաբերված է մարդու օրգանիզմում. ընդ որում նրանցից 15-ը (Fe, I, Cu, Zn, Co, Cr, Mo, Ni, V, Se, Mn, As, F, Si, Li) ընդունվում են որպես կենսականորեն անհրաժեշտ: Սակայն նրանք կարող են բացասական ազդեցություն ունենալ բույսերի, կենդանիների և մարդկանց համար, եթե այս մետաղների սահմանային ձևերի կոնցենտրացիաները գերազանցում են թույլատրելի սահմանները: Կադմիումը, կապարը, անագը և ռուբիդիումը համարվում են որպես պայմանական անհրաժեշտ, քանի որ նրանք ամենայն հավանականությամբ այդքան էլ կարևոր չեն բույսերի և կենդանիների համար, վտանգավոր են մարդու առողջության համար նույնիսկ հարաբերական ցածր կոնցենտրացիաների դեպքում[46,47,48,49]: Մետաղների ի հայտ գալը մթնոլորտում, ջրում, հողի ընդերքում, կենդանական և բուսական օրգանիզմներում պայմանավորված է նաև արտադրության մեջ նրանց կիրառումով: Անձրևները քայքայում են լեռնային ապարները, հարստացնելով կամ աղքատացնելով հողային միջավայրն այս կամ այն տարրով, տեղափոխում են դրանք օվկիանոս, որտեղ նշված տարրերը կուտակվում են հատակային նստվածքներում կամ հոսանքով տարվում են ավելի հեռավոր շրջաններ[13,50,51]:

Շրջակա միջավայրի (հող, ջուր, օդ) քիմիական աղտոտվածություն ասելով հասկանում ենք մարդածին գործունեության արդյունքում միջավայրի քիմիական բաղադրության փոփոխություն, որը կարող է բերել նրա հատկանիշների վատացմանը: Քիմիական բաղադրության փոփոխությունը կարող է պայմանավորված լինել ոչ միայն նոր քիմիական նյութերի առկայությամբ, այլ նաև բնական միջավայրում գտնվող որոշ նյութերի քանակության ավելացմամբ: Ընդ որում աղտոտման աղբյուր կարող է հանդիսանալ ցանկացած բնական կամ մարդածին օբյեկտ, որը շրջակա միջավայրում բերում է աղտոտող նյութերի քանակության ավելացման[52]::

Հումինային թթուները, որոնք յուրահատուկ բնական բարձրամոլեկուլային միացություններ են, առաջանում են հողում բուսական մնացորդների քայքայման արդյունքում՝ միկրոօրգանիզմների ազդեցությամբ, ունակ են ծանր մետաղների իոններն ամուր կապել կոմպլեքսներում:

Միկրոտարրերը կարևոր ֆիզիոլոգիական դեր են խաղում բույսերի, կենդանիների և մարդկանց օրգանիզմում: Դրանց ավելցուկը կամ պակասը բացասական ազդեցություն է ունենում կենդանի օրգանիզմի վրա, այդ պատճառով հողում միկրոտարրերի պարունակության ուսումնասիրությունն ունի գիտական և գործնական կարևոր նշանակություն[52,53,54]:

Բազմաթիվ հետազոտությունների արդյունքներով հողում միկրոտարրերի պարունակությունը տարբեր է. պղնձի միջին պարունակությունը կազմում է 20, մոլիբդենինը՝ 3, կապարինը՝ 16, ցինկինը՝ 50, բորինը՝ 10, կոբալտինը՝ 8մգ/կգ[55,56,57]:

Կենսաբանական ցիկլերի ներսում տեղի է ունենում մետաղների տեղաբաշխում և կուտակում բույսերի ու կենդանիների օրգանիզմներում, բացի այդ նրանք ներառվում են նաև սննդային շղթաներում: Կենդանի նյութում հնարավոր է տարրերի բաղադրության և քիմիական կազմի փոփոխություն: Որպես ակտիվ կլանիչներ օգտագործում են եգիպտացորենը և հնդկական մանանեխը[58]:

Ֆիտոմելիորացիային ներկայացվող հիմնական պահանջները կայանում են նրանում, որ առանձնացված բույսերը հողից վերցնում են ծանր մետաղներ՝ հետագայում դրանք դաշտից դուրս բերելու նպատակով[59]:

Ըստ ծանր մետաղների կլանման և կուտակման ընդունակության մշակաբույսերը դասակարգվում են հետևյալ հերթականությամբ. պղնձի համար կաղամբ > կարտոֆիլ > մաղադանոս > բազուկ > գազար > խնձոր > տանձ > սոխ > լոլիկ > սխտոր; կապարի համար կարտոֆիլ > գազար > բազուկ > մաղադանոս > լոլիկ > խնձոր > սոխ > տանձ > սխտոր; մոլիբդենի համար լոլիկ > բազուկ > կաղամբ > գազար > սոխ > խնձոր > մաղադանոս > տանձ > սխտոր; ցինկի համար մաղադանոս > կաղամբ > սոխ > կարտոֆիլ > լոլիկ > գազար > բազուկ > խնձոր > տանձ; կոբալտի համար կաղամբ > լոլիկ > սոխ > բազուկ > գազար > կարտոֆիլ > մաղադանոս > տանձ > խնձոր > սխտոր[60-63]:

Ծանր մետաղների տարածումն ու կուտակումը հողում և բույսերում կախված է աղտոտման աղբյուրի հեռավորությունից: Ծանր մետաղների տարածման արեալը ուղղակի կախվածության մեջ է գտնվում տեղանքի ռելիեֆից և լանդշաֆտի տեսակից: Տոքսիկանտների կուտակումը բույսերում գլխավորապես կախված է մշակաբույսի տեսակից և հատկություններից[60-63]:

Ուժգին աղտոտման գոտում բանջարեղենի մեջ թունավոր տարրերի պարունակությունը կարող է տասնյակ անգամ գերազանցել սանիտարա-հիգիենիկ նորմերը, որը վտանգավոր է սննդի մեջ օգտագործման համար[64]:

Կապարի բոլոր լուծելի միացությունները թունավոր են: Շրջակա միջավայրի կապարով աղտոտման մեջ հսկայական դեր ունեն հոսանքի աղբյուրները: Բնության մեջ կապարը հանդիպում է ամենուրեք, սակայն կենսականորեն անհրաժեշտ չի համարվում: Վերջին տասնամյակում բնության մեջ նրա կոնցենտրացիան ավելանում է անթրոպոգեն ծանրաբեռնվածության հետևանքով: Շրջակա միջավայրի կապարով աղտոտման հետևանքով այն դարձել է յուրաքանչյուր բուսական սննդի և կերերի մշտական բաղադրիչ: Ընդհանուր առմամբ ավելի շատ կապար է պարունակվում բուսական մթերքում, քան կենդանականում: Ամառային տերևաթափի պատճառ է հանդիսանում օդում կապարի պարունակության բարձր մակարդակը[25]:

Առավել հաճախ կապարը մթնոլորտից հող է անցնում օքսիդների ձևով, որտեղ աստիճանաբար լուծվում է անցնելով հիդրօքսիդային, կարբօքսիդային կամ կատիոնային ձևերի:

Եթե հողն ամուր կապում է կապարը, ապա այդ դեպքում աղտոտումից պաշտպանվում են գրունտային և խմելու ջրերը, ինչպես նաև բուսական արտադրանքը: Սակայն այդ դեպքում հողն աստիճանաբար ինքն է վարակվում և լինում է պահ, երբ հողի օրգանական նյութը սկսում է քայքայվել, որի արդյունքում կապարն անցնում է հողային լուծույթ: Արդյունքում այդպիսի հողը գյուղատնտեսական կիրառության համար դառնում է ոչ պիտանի[13,65]:

Ցույց է տրվել, որ 5 սմ խորության վրա՝ պղնձի, մոլիբդենի, երկաթի և նիկելի համեմատությամբ կապարը կուտակվում է ավելի ինտենսիվորեն:

Կապարի բարձր պարունակությունը հողում պատճառ է հանդիսանում հողի հիմնական կենսացենոզի ներկայացուցիչների թվի կրճատման: Կարելի է նշել նաև, որ կապարի անօրգանական միացությունները հողում առաջացնում են անլուծելի աղեր և կոմպլեքսներ տարբեր անիոնների հետ, որոնք սովորաբար արմատային համակարգով բույսերի մեջ չեն մտնում[25,50,66,67,68]:

Կենսոլորտն աղտոտող առավել թունավոր տարրերից է քրոմը, որով շրջակա միջավայրի աղտոտումն էկոլոգիապես լուրջ վտանգ է ներկայացնում: Կենսոլորտին օտար՝ թունավոր տարր համարվող քրոմը կապարի, նիկելի, արսենի, կադմիումի և սնդիկի հետ միասին տարեկան արտադրվում է հազարավոր տոննաներով և անցնելով շրջակա միջավայր ծանրաբեռնում է այն տեղային և տարածքային մասշտաբներով:

Բնական պայմաններում քրոմը շրջակա միջավայր է անցնում հրաբուխների և քամու էրոզիայից առաջացած փոշու միջոցով(տարեկան 34 տոննա)[69]: Քրոմի զգալի քանակություն օգտագործվում է կաշվի արտադրության մեջ որպես դաբաղող նյութերի բաղադրիչ մաս, ինչպես նաև փայտանյութի կոնսերվանտներում[42,70,71]:

Քրոմի միացություններից առավել թունավոր են համարվում նրա վեցարժեք ածանցյալները, որոնք հաճախ կիրառվում են արտադրական և տեխնոլոգիական

գործընթացներում և հանդիպում են արտադրական թափոններում: Քրոմը որպես աղտոտիչ մետաղ հանդիպում է հողում, ջրում, օդում: Այն հող է անցնում պարարտանյութերի (գյուղատնտեսական նշանակություն ունեցող հողերում ֆոսֆորական պարարտանյութերի) օգտագործման հետևանքով, մասնավորապես հոսքաջրերի միջոցով[13,72]:

Հողում քրոմի պարունակության մակարդակի վրա հիմնական դեր է խաղում հող առաջացնող ապարների հանքային կազմը: Կենսաբանական կուտակման գործընթացում քրոմը կուտակվում է հողի վերին շերտերում: Հողում վեցարժեք քրոմի ՍԹԿ-ն 0.05մգ/կգ է, իսկ եռարժեք քրոմի սահմանային թույլատրելի պարունակությունը՝ 100մգ/կգ [69,73,74]:

Քրոմի վարքը կախված է ինչպես միջավայրի pH-ից, այնպես էլ օքսիդավերականգնիչ պոտենցիալից: Վեցարժեք քրոմը հողում բավականին շարժուն է և շատ թունավոր՝ բույսերի համար: Դա կապված է այն բանի հետ, որ այն համարվում է H_2CrO_4 -ի անիոնը և անիոնի կազմում գրեթե չի կապվում հողի կոլոիդ մասնիկների կողմից: Եռարժեք քրոմը ավելի պակաս թունավոր է բույսերի համար, քան վեցարժեքը, այն հանդես է գալիս որպես կատիոն և լավ կապվում է հողում[13]: Հողի աղտոտումը քրոմով բացասական ազդեցություն է ունենում վերջինիս կենսաքիմիական ակտիվության և միկրոֆլորայի կենսագործունեության վրա:

Քրոմի միացությունները 0.1մգ/լ կոնցենտրացիայով պարունակության դեպքում կործանարար ազդեցություն են ունենում ջրամբարների ֆլորայի և ֆաունայի վրա, արգելակում են ինքնամաքման գործընթացները: Վեցարժեք քրոմի առանձին միացություններից առավել վտանգավոր ազդեցություն ունեն քրոմատները, բիքրոմատները և քրոմային անհիդրիդը[75]:

Քրոմ պարունակող հոսքաջրերը առանց մաքրման ենթարկելու չի թույլատրվում օգտագործել բույսերը ջրելու նպատակով:

Գիտնականների կարծիքով կենսոլորտը պահպանելու միակ հնարավորությունը՝ շրջակա միջավայրի բնական բիոտիկ միջավայրի պահպանումն է: Այսինքն արդի խնդիրներից է համարվում <<հող-բույս>> միջավայրում քիմիական տարրերի կենսաերկրաքիմիական շրջապտույտների ուսումնասիրությունը և

ագրոցենոզներում հողի կենսաբանական ակտիվության փոփոխությունը հայտնաբերելու նպատակով նրա կենսաբանական ակտիվության համեմատական որոշումը[76]:

Ծանր մետաղներն անցնելով հողից բույս և փոխանցվելով սննդային շղթաներով թունավոր ազդեցություն են թողնում բույսերի, կենդանիների և մարդու վրա[37,77,78]: Ներկայումս գոյություն ունեն ծանր մետաղներով աղտոտված հողերի վերականգնման տարբեր մեթոդներ: Բարձր կուտակող հատկություն ունեցող բույսերի օգտագործման հիման վրա կիրառվող մեթոդները առավել տնտեսող են, առավել արդյունավետ և բնական միջավայրին վտանգ չեն սպառնում: Հողային ագրոցենոզների կարևոր բնութագրիչ է համարվում մաքրված հողերի կենսաբանական ակտիվությունը, որը ծանր մետաղների ազդեցությունից խաթարված հողերի վերականգնման ապացույցն է[79,80]:

Հայտնի է, որ հողերը ոչ միայն կապում են աղտոտիչներին, այլև հանդես են գալիս որպես բնական բուֆեր, որը կարգավորում է քիմիական միացությունների տեղաշարժը դեպի կենդանի նյութ, մթնոլորտ, ջրոլորտ[78]:

Բազմաթիվ հետազոտությունների արդյունքում պարզվել է, որ մանգանը խիստ անհրաժեշտ տարր է բույսերի նորմալ զարգացման համար: Հողում մանգանի ոչ բավարար պարունակության դեպքում բույսերի տերևներն ունենում են բաց դեղնավուն գույն՝ մոխրագույն երանգով, դրանց ծայրերին հայտնվում են սև բծեր, տերևները ոլորվում են և թռչնում: Մանգանով հարուստ են հատկապես թեյը, բուսական ծագման հյութերը, ընկուզեղենը, բազուկը[54,83,84]::

Բանջարեղենում, մրգերում, հատապտուղներում երկաթի պարունակությունը հարաբերականորեն քիչ է, սակայն նրանք հանդես են գալիս որպես արժեքավոր աղբյուր այս տարրի համար, քանի որ նրանցում պարունակվող երկաթը շատ հեշտ է յուրացվում մարդու օրգանիզմի կողմից: Սննդամթերքից երկաթի ներծծմանը նպաստում են լիմոնաթթուն, ասկորբինաթթուն և ֆրուկտոզան[7,54,81-88]:

Հողում ցինկի տեղաշարժման կարևոր գործոն է հանդիսանում կավային հանքանյութերի առկայությունն ու pH մեծությունը: pH-ի բարձր արժեքի դեպքում այն

անցնում է օրգանական կոմպլեքսների մեջ և կապվում է հողի հետ: Հողում ցինկի բարձր պարունակության պատճառ կարող են լինել ինչպես բնական երկրաքիմիական անոմալիաները, այնպես էլ տեխնածին աղտոտումները: Հող թափանցելու այս տարրի հիմնական անթրոպոգեն աղբյուրը գունավոր մետալուրգիան է[89,119,120]:

Հողում ցինկը հիմնականում ասոցվում է երկաթի և ալյումինի հիդրօքսիդների և կավային հանքանյութերի հետ[53,90]:

Հողում պղնձի պարունակության մեծության վրա ազդող հիմնական գործոնը հող առաջացնող ապարներում վերջինիս առկայությունն է: Հողում պղինձը համարվում է թույլ միգրացվող տարր, չնայած նրան, որ տեղաշարժվող ձևերի պարունակությունը բավականին բարձր է լինում: Տեղաշարժվող պղնձի քանակությունը կախված է ապարների քիմիական և հանքային կազմից, հողային լուծույթի pH-ից, օրգանական նյութերի պարունակությունից և այլն[91,92]:

Հողում պղնձի բավականին մեծ քանակություն կապված է երկաթի, մանգանի օքսիդների, երկաթի և ալյումինի հիդրօքսիդների հետ: Հումինային և ֆուլվոթթուները պղնձի հետ առաջացնում են կայուն կոմպլեքսներ:

Պղնձի ամենաքիչ լուծելիությունը pH-ի 7-8 արժեքների դեպքում է: Չնայած տարբեր բույսեր ունեն իրենց մեջ ծանր մետաղներ կուտակելու տարբեր ունակություն, տարրերի կենսակուտակման հնարավորությունը կարելի է դասավորել հետևյալ խմբերով.

- 1) Cd, Cs, Rb - ինտենսիվ կլանման ունակություն ունեցող,
- 2) Zn, Mo, Cu, Pb, As, Co- միջին կլանման ունակություն ունեցող,
- 3) Mn, Ni, Cr- թույլ կլանման ունակություն ունեցող,
- 4) Se, Fe, Ba, Te- բույսերի համար դժվար հասանելի[91-94]::

Ընդ որում պղնձի և ցինկի պարունակության համար հաստատված է հետևյալ օրինաչափությունը. արմատ>հատիկ>ճյուղ, կապարի, կադմիումի և ստրոնցիումի համար՝ արմատ> ճյուղ > հատիկ: Հայտնի է, որ ծանր մետաղներ կուտակելու բույսերի տեսակային յուրահատկությունների հետ մեկտեղ գոյություն ունեն ընդհանուր օրինաչափություններ: Օրինակ, ծանր մետաղների առավել բարձր պարունակություն

հայտնաբերվել է տերևավոր բանջարեղենում և սիլոսային մշակաբույսերում, իսկ առավել ցածր պարունակություն՝ ընդեղենում, հացահատիկեղենում, տեխնիկական մշակաբույսերում[13,93,94,95,118]:

Ծանր մետաղների կուտակումը ըստ թունավորության աստիճանի բույսերի համախմբերի համար ունի հետևյալ տեսքը.

հացահատիկային բույսեր. $Pb > Cu > Mo > Zn > Co$,

ընդեղեն. $Pb > Cu > Mo > Zn > Co$,

խոտաբույսեր. $Pb > Cu > Co > Zn > Mo$,

Տեխնոգենեզի շրջանում (0,5-10կմ) ծանր մետաղների պարունակությունը կախված կենսաբանական առանձնահատկություններից տատանվում է հետևյալ սահմաններում. պղինձ՝ 71,3-9,80; կապար՝ 124,8-17,4; մոլիբդեն՝ 2,9-0,48; ցինկ՝ 183-034,3; կոբալտ՝ 2,9-0,58մգ/կգ[96,112]:

Նույնանման էկոլոգա-երկրաքիմիական պայմաններում տոքսիկանտների կլանումն ու կուտակումը շատ անգամ պայմանավորված է բույսերի տեսակային առանձնահատկություններով[55,90,97]:

Մոլիբդենի նկատմամբ պահանջարկ ունեն թե բարձրակարգ, և թե ստորակարգ բույսերը, ինչպես նաև միկրոօրգանիզմներն ու կենդանիները: Մոլիբդենը մասնակցում է ազոտի փոխանակությանը, օքսիդավերականգնման ռեակցիաներին (նիտրատների վերականգնմանը և մոլեկուլային ազոտի ֆիքսմանը), մեծ ազդեցություն ունի նաև սիմբիոտիկ ազոտաֆիքսման գործընթացի վրա[98,99]:

Իրենց մեջ մոլիբդեն են պարունակում մուգ կանաչ տերևային բանջարեղենը, չմշակված հացահատիկները, ընդեղենը, լյարդը, երիկամները[121,122]:

ԳԼՈՒԽ 2

ՓՈՐՁԱՐԱՐԱԿԱՆ ՄԱՍ

2.1 Հետազոտված օբյեկտները

Հայաստանի Հանրապետությունում արդյունաբերության և գյուղատնտեսության ոլորտների զարգացման հետևանքով հատկապես խոցելի են դառնում ջրային ռեսուրսները, ինչի հետևանքով աղտոտված են նաև մեր հանրապետության գետերը: Աղտոտման արդյունքում փոխվում է ջրի քիմիական կազմը՝ առաջացնելով մի շարք բացասական երևույթներ: Այս առումով գետերի ջրի որակի հնարավոր փոփոխությունների գնահատման, ինչպես նաև էկոլոգիապես անբարենպաստ գոտիների պարզաբանման և նրանց պահպանման միջոցառումների մշակման համար կարևոր նշանակություն ունեն գետային ավազանի ջրի որակի վիճակի ամենամյա դիտարկումները: Աղտոտվածության տեսակետից հատկապես անմխիթար վիճակում են գտնվում Դեբեդը և նրա վտակ Փամբակը[100-105]:

Մեր կողմից հետազոտվել են Դեբեդ, Գարգառ, Շնող, Ախթալա գետերի տարբեր դիտակետերից 2008-2013թթ. և Ողջի ու Արծվանիկ գետերից 2008-2012թթ. ընթացքում նմուշարկված ջրերը:

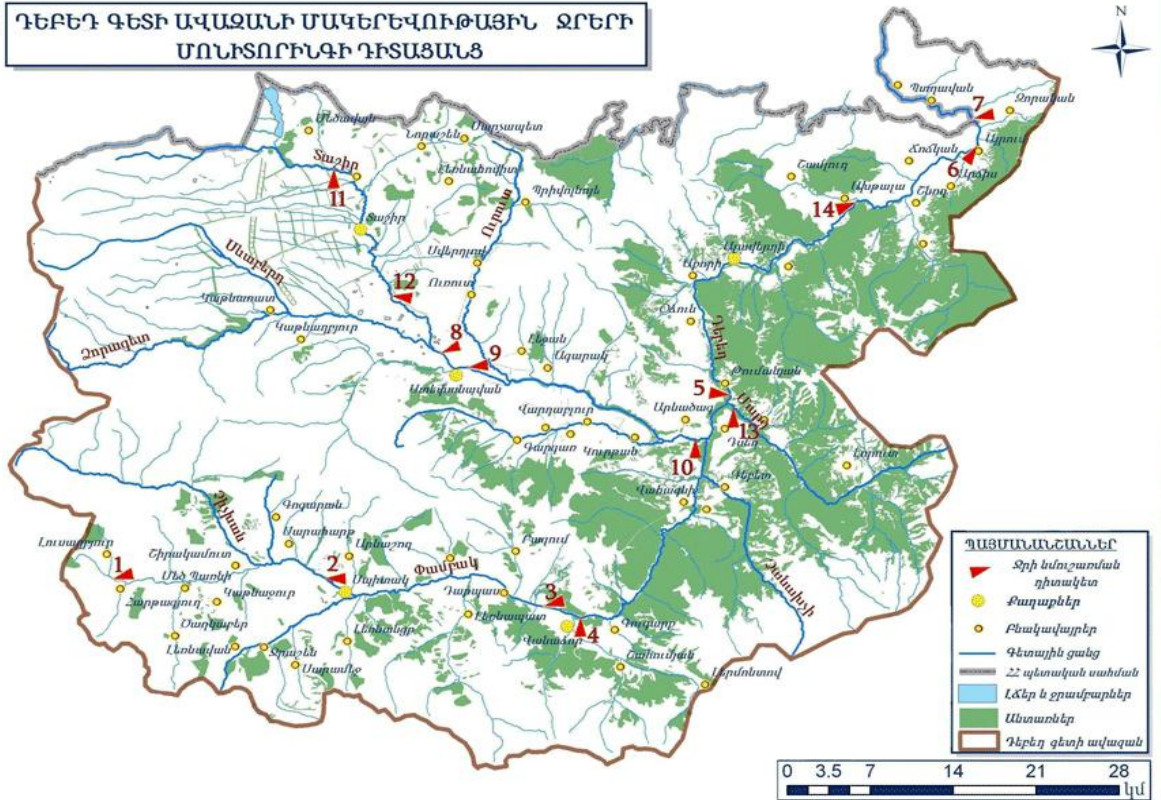
Դեբեդը Կուր գետի ավազանի ամենախոշոր և ՀՀ ամենաջրառատ լեռնային գետն է: Այն կազմվում է Ձորագետ ու Փամբակ գետերից, որոնք միանում են Թումանյան կայարանից 2 կմ հյուսիս և թափվում Խարամի գետ: Փամբակը Դեբեդի հիմնական վտակն է. Դեբեդի երկարությունը հաշված Փամբակի ակունքից 178կմ է. 26 կմ՝ Վրաստանում, 152 կմ՝ Հայաստանում: Ավազանը՝ 4080կմ² է, որից 3790կմ²՝ Հայաստանում: Ունի էներգետիկ և ոռոգման կարևոր նշանակություն: Դեբեդի մեջ ամեն տարի լցվում են չմաքրված ու չվնասազերծված կեղտաջրեր, որոնք պարունակում են մեծ քանակությամբ օրգանական և անօրգանական ծագում ունեցող աղտոտիչներ: Դեբեդի ավազանում գործում են Ախթալայի հանքահարստացման կոմբինատը և Ալավերդու ֆաբրիկան, որոնք գետի մեջ են լցնում մեծ քանակությամբ մանրացված խարամ: Գետն աղտոտվում է առավելապես կոմունալ-կենցաղային հոսքաջրերով, քանի որ մաքրման կայանները չեն գործում[105,123]:

Գետերի ջրի որակի մոնիտորինգի դիտակետերի N^o-ը վայրը.

Գետը	Դիտակետ	Տեղակայման վայրը
Դեբեդ	5	0.5 կմ Մարցիգետի թափման տեղից ներքև
	6	0.5 կմ ք. Այրումից վերև
	7	սահմանի մոտ ընկած հատված
Ախթալա	14	գետաբերանի մոտ
Շնող	343	գետաբերանի մոտ
Գարգառ	210	գետաբերանի մոտ
	342	ակունքի մոտ
Ողջի	91	1,7 կմ ք. Քաջարանից վերև
	92	1,8 կմ ք. Քաջարանից ներքև
	93	0,8 կմ ք. Կապանից վերև
	94	6,8 կմ ք. Կապանից ներքև
	321	Կապանի օդանավակայանի մոտ
Արծվանիկ	95	0,5 կմ պոչամբարից վերև
	96	գետաբերանի մոտ

Նկ.1-ում և նկ.2-ում տրված է Դեբեդ, Ողջի և Արծվանիկ գետավազանների մակերևութային ջրերի մոնիթորինգի դիտացանցերը:

Նկ.1 ԴԵԲԵԴ ԳԵՏԻ ԱՎԱԶԱՆԻ ՄԱԿԵՐԵՎՈՒԹԱՅԻՆ ՋՐԵՐԻ ՄՈՆԻՏՈՐԻՆԳԻ ԴԻՏԱՅԱՆՑ



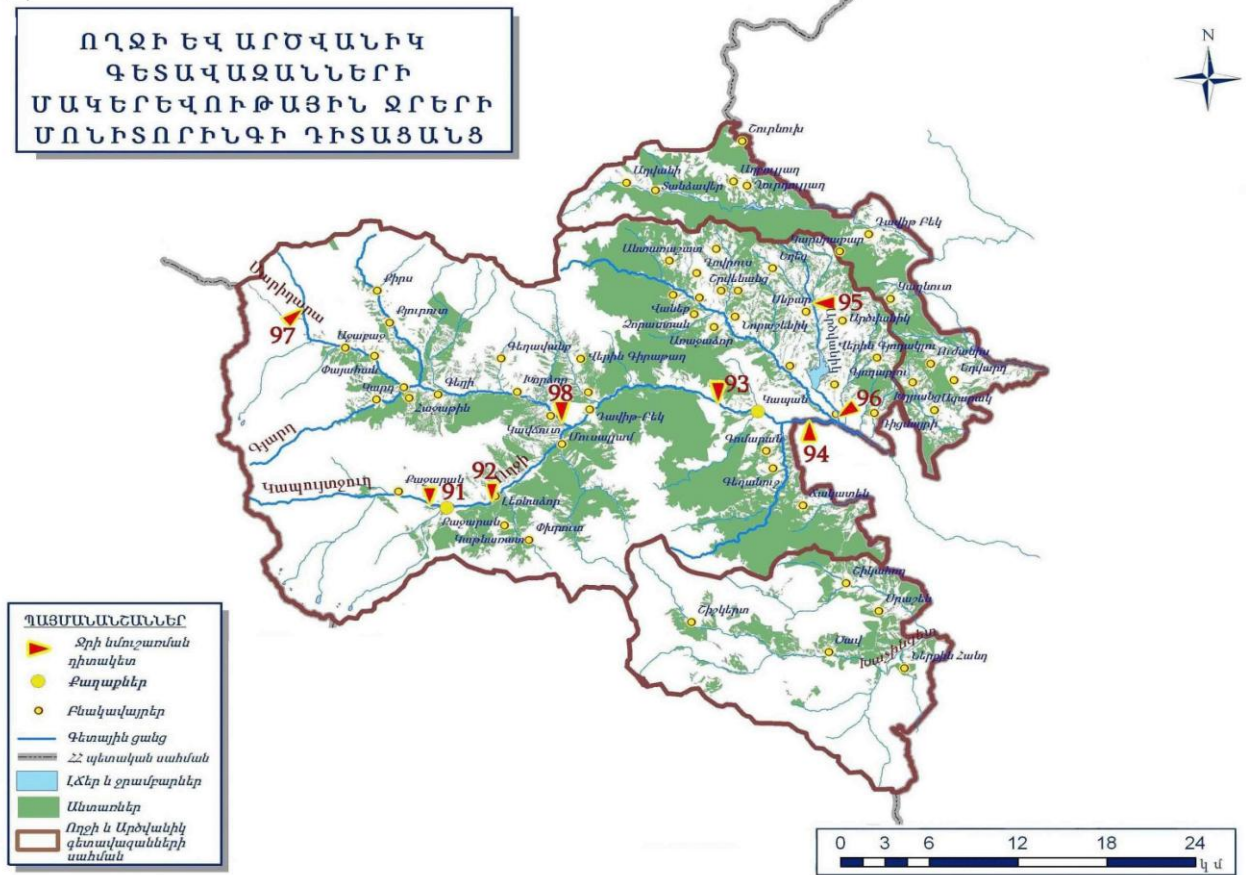
Ողջին իր մեծությամբ Չանգեզուրում երկրորդ գետն է՝ Որոտանից հետո: Այն սկիզբ է առնում Չանգեզուրի լեռնաշղթայի Կապուտջուղ լեռանլանջերից: Ստորին հոսանքում անցնում է Ադրբեջանի տարածքով, որտեղ և թափվում է Արաքսի մեջ 350մ բարձրության վրա: Գետի ընդհանուր երկարությունը 82 կմ է, ջրիավաք ավազանի մակերեսը՝ 1175 կմ²: Հայաստանի հանրապետության տարածքում երկարությունը 56 կմ է, ջրիավաք ավազանի մակերեսը՝ 933 կմ²: Սնվում է հիմնականում ձնհալքից և անձրևաջրերից (71%): Այժմ գետի վրա գործում են Ողջիի և Կապանի փոքր էլեկտրակայանները [124]:

Գարգառը սկիզբ է առնում Լոռու մարզի Սալիտակի լեռնաբազուկից և Կուրթան գյուղից ներքև միախառնվում է Ձորագետին: Երկարությունը 28 կմ է:

Շնողի երկարությունը 19 կմ է, սկիզբ է առնում Գուգարաց լեռների լանջերից և Շնող գյուղի հյուսիսային մասում միախառնվում է Դեբեդին:

Արծվանիկը Ողջիի ձախ վտակն է (ՀՀ Սյունիքի մարզ): Սկիզբ է առնում Բագրուշատի լեռնաշղթայի հարավային լանջերից և Կապանի մոտ թափվում է Ողջի գետը: Արծվանիկի երկարությունը 17 կմ է, ջրհավաք ավազանը՝ 44 կմ²[125]:

Ա.2|



Ախթալա գետը անդրսահմանային Դեբեդ գետի ձախակողմյան վտակներից է: Այն սկիզբ է առնում Վիրահայոց լեռներից: Ի տարբերություն Դեբեդի այլ վտակների Ախթալան քիչ ջրառատ է: Երկարությունը 14 կմ է, ջրհավաք ավազանի մակերեսը՝ 48.42 կմ²: Զրիավաք ավազանի մակերեսի փոքր լինելով է պայմանավորված գետի սակավաջրությունը: Գետը վեր է ածվել թունավոր նյութերի ամբարի, քանի որ նրա մեջ են թափվում Ախթալայի լեռնահարստացուցիչ կոմբինատի հոսքաջրերը[103,104,105]:

2.2 Փորձարարական մեթոդները և օգտագործված նյութերը

1. Ծանր մետաղների պարունակությունը որոշվել է ELAN 9000 ինդուկցիոն կապված պլազմայով մասս-սպեկտրամետրի միջոցով: Այն հնարավորություն է տալիս լաբորատոր պայմաններում որոշել 1-100նգ/լ կոնցենտրացիաների սահմաններում գտնվող գրեթե բոլոր տարրերը: Սարքով չափումներն իրականացվում են սենյակային ջերմաստիճանում (20 ± 0.5 °C), չափման հարաբերական սխալը ոչ ավելի է, քան 3%-ը:

Անալիզի այս եղանակով կարող են որոշվել մակերևութային, ստորգետնյա և խմելու ջրերում մետաղների և որոշ ոչ մետաղների նույնիսկ հետքային քանակներ: Մեթոդի հիմքում ընկած է արգոնային պլազմայի օգնությամբ իոնների ատոմիզացման, բաժանման և ըստ դետեկտորին հաղորդած իմպուլսների քանակի հայտնաբերումը: Դեիոնիզացված ջրի 1:50 հարաբերությամբ պատրաստված լուծույթը և 1%-անոց ազոտական թթուն օգտագործում են որպես ֆոնային միջավայր, 10մկգ/լ ինդիումի լուծույթը՝ որպես ներքին ստանդարտ, իսկ հատուկ մաքրության գազային արգոնը՝ որպես տանող գազ:

Կիրառված ռեագենտները եղել են «քիմիապես մաքուր» կամ «մաքուր անալիզի համար» տեսակների, նմուշները կոնսերվացվել և պահվել են ըստ մեթոդականի ցուցումների[126,127,128]:

2. Ատոմային աբսորբցիոն սպեկտրոսկոպիայի մեթոդը հիմնված է գազանման վիճակում գտնվող ատոմների կողմից Ում կամ տեսանելի էլեկտրամագնիսական ճառագայթման կլանման չափման վրա: Նմուշի լուծույթը ներարկվում է բարձր ջերմաստիճանային բոց կամ էլեկտրաջերմային գրաֆիտային վառարան՝ այն գազանման ատոմական վիճակի վերածելու համար (լուծիչը ցնդում կամ այրվում է, իսկ մոլեկուլները ենթարկվում են ջերմային քայքայման՝ ատոմային գազի առաջացմամբ): Ճառագայթման աղբյուր է հանդիսանում սնամեջ կատոդային լամպը, որի կատոդը սովորաբար պատրաստված է որոշվող մետաղից: Ընդ որում, գազանման վիճակում գտնվող ատոմների մեծ մասը բոցում կամ էլեկտրաջերմային գրաֆիտային վառարանում գտնվում է հիմնական վիճակում, և միայն նրանց քիչ մասն է գրգռվում և լույս արձակում: Չգրգռված ատոմները կլանում են սնամեջ կատոդային

լամպից արձակված նրանց համար բնորոշ ճառագայթումը՝ անցնելով գրգռված վիճակի: Բոցում գտնվող տարրի ատոմները կլանում են միայն տվյալ լույսի աղբյուրի արձակած ճառագայթումը: Այլ տարրերի կլանումը չի անդրադառնում անալիզի արդյունքների վրա, քանի որ ճառագայթման աղբյուրների արձակած էլեկտրամագնիսական ալիքների երկարության միջակայքը և բոցում որոշվող տարրի կլանման տիրույթը շատ նեղ է: Այս մեթոդում անալիզի արդյունքները գործնականում կախված չեն նրա իրականացման պայմաններից: Որոշման ճշտությունը կազմում է 2-3%: Մեթոդի հիմնական թերությունն այն է, որ յուրաքանչյուր որոշվող տարրի համար անհրաժեշտ է ճառագայթման առանձին թանկարժեք աղբյուր[129,130]:

3. Սնդիկի պարունակության որոշումն իրականացվել է AMA 254 սնդիկի անալիզատորի օգնությամբ: Այն հնարավորություն է տալիս արագ և արդյունավետ կերպով որոշել սնդիկի պարունակությունը պինդ , հեղուկ և գազային նմուշներում: AMA 254-ի անալիզատորի հիմնական առավելություններն այն են, որ նմուշները չեն պահանջում նախնական վերամշակում (լուծում, գոլորշիացում, հանքայնացում, թթվեցում), նմուշապատրաստման ընթացքում այս մեթոդը բացառում է հավելյալ քիմիկատների կամ թթուների կիրառումը, սարքի զգայունությունը հնարավորություն է տալիս կատարել էկոլոգիական չափումներ: Այս մեթոդում որոշման ընթացքը կախված չէ նմուշի կառուցվածքից:

Սարքը հնարավորություն է տալիս անալիզի ենթարկել հոսքաջրեր, հող, սննդամթերք, արդյունաբերական արտադրանքներ, բնական ծագումով օրգանական միացություններ և հանքային նյութեր:

Հայտնի զանգվածով կամ ծավալով նմուշը դրվում է հատուկ նավակի մեջ, որը համակարգչի հրահանգով ներմուծվում է կատալիտիկ խողովակ դոզավորող սարքավորման միջոցով: Քայքայող վառարանի վերահսկվող տաքացման միջոցով նմուշն առաջին հերթին չորացվում է, ապա՝ ենթարկվում ջերմային քայքայման կամ՝ այրվում է: Նմուշի քայքայման արգասիքները թթվածնի հոսքով տեղափոխվում են կատալիտիկ խողովակի երկրորդ մաս, որը լցված է կատալիզատորով: Այստեղ թթվածինը սպառվում է, հալոգենները, ազոտի, ծծմբի օքսիդները որսվում են: Ապա

քայքայման արգասիքները մտնում են ամալգամատոր՝ սնդիկի ընտրողական որսման համար, իսկ մնացած գազերը չափիչ կյուվետների բլոկի միջով դուրս են գալիս սարքից՝ թթվածնի ելքով[131]:

4. pH-ը, $L\theta$ -ն և $\theta<$ -ն որոշվել են WTW-Multi 340 դաշտային մինի-լաբորատոր սարքով, որը հագեցված է սենսորային էլեկտրոդներով և միանգամից որոշում է 4 ցուցանիշ (լուծված թթվածին, թթվածնային հագեցվածություն, ջրածնական ցուցիչ, ջրի ջերմաստիճան): Հարաբերական սխալը 1% է[132]:

5. Կորելացիոն գործակիցների հաշվարկ: Հաշվարկվել են կորելացիոն գործակիցները (R) pH-Ըմետ, $L\theta$ -Ըմետ, $\theta<$ - Ըմետ կախվածությունների համար:

Կորելացիոն գործակիցը հաշվարկվել է հետևյալ կերպ՝

$$S_{xx} = \sum x^2 - \frac{(\sum x)^2}{n}, \quad (1)$$

$$S_{yy} = \sum y^2 - \frac{(\sum y)^2}{n}, \quad (2)$$

$$S_{xy} = \sum xy - \frac{(\sum x)(\sum y)}{n}, \quad (3)$$

$$R = \frac{S_{xy}}{\sqrt{S_{xx}S_{yy}}}, \quad (4)$$

Որտեղ x -ը և y -ը փոփոխականներն են, տվյալ դեպքում ջրածնային ցուցիչի, լուծված թթվածնի կամ թթվածնային հագեցվածության և մետաղի կոնցենտրացիա, n -ը տվյալների քանակը:

Կորելացիան աճում է եթե $|R| \rightarrow 1$, $R < 0$ -ի դեպքում՝ առկա է բացասական կորելացիա, այսինքն մի արժեքի աճը բերում է մյուսի նվազման: Կորելացիան բացակայում է, երբ $|R| < 0.1$ [133]:

6. Ցուցանիշների արժեքների միջինացումը և ստանդարտ նմուշների սխալի հաշվարկը կատարվել է համաձայն [134,135,136] աշխատանքների:

Անալիզ իրականացնելիս շատ կարևոր է նաև նմուշապատրաստման գործընթացը, հատկապես պինդ նմուշներում (նստվածքներ, հանքանյութեր, հող, բուսական և կենդանական հյուսվածքներ և այլն) տարրերի հայտնաբերման ժամանակ, քանի որ վերջիններս ունեն բարդ մատրիցային համակարգ:

Ջրի անալիզ իրականացնելու համար՝ նմուշառում կատարելուց հետո անհրաժեշտ է ֆիլտրում կատարել և ֆիլտրատի առաջին ծավալը թափել: Այնուհետև ֆիլտրատը թթվեցնել ազոտական թթվով մինչև $pH \leq 2$ և պահել պոլիէթիլենային կամ ապակյա տարաներում: Այսպիսով նրանում չլուծված մասնիկները պակասում են:

Հողային նմուշների անալիզի համար հողի օդային չորացված նմուշը տեղավորում են կվարցե բաժակի մեջ, ավելացնում խիտ ազոտական թթու և դանդաղ գոլորշիացնում:

Այնուհետև նորից ավելացվում է 1Ն ազոտական թթվի լուծույթ, սառեցվում է և ֆիլտրվում: Ստացված լուծույթը նոսրացվում է դեիոնիզացված ջրով: Բույսերի նմուշների անալիզի համար նմուշը շիկացվում է (խոնավ նմուշները նախապես չորացնելով) , այնուհետև ավելացվում է խիտ ազոտական թթու և նմուշը տեղափոխվում է ջրային լուծույթ[126,127,130]:

Դեբեդ, Գարգառ, Շնող, Ախթալա գետերի դիտակետերից վերցրած ,ջրանմուշներում 2008-2013թթ. և Ողջի ու Արծվանիկ գետերի դիտակետերից վերցված ջրանմուշներում 2008-2012թթ. չափվել են քրոմ, արսեն, կադմիում, կապար, երկաթ, մանգան, պղինձ, ցինկ, մոլիբդեն մետաղների պարունակությունը[137], ինչպես նաև ջրածնային ցուցիչը (pH), լուծված թթվածինը (Lթ) և թթվածնային հագեցվածությունը (ԹՀ): Ստացված տվյալները բերվում են աղյուսակներ 2-7-ում:

Աղյուսակ 2

Դեբեդ գետի ջրերում Cr, As, Cd, Pb, Fe, Mn, Cu, Zn, Mo մետաղների պարունակության 2008-2013թթ. միջինացված ցուցանիշներն ըստ դիտակետերի (հաստ շրիֆտով ներկայացվում են ՍԹԿ-ն գերազանցող կոնցենտրացիաները):

Դիտ. №	Մետաղ, մգ/լ	Տարեթիվ					
		2008	2009	2010	2011	2012	2013
5	Cr	0.0053	0.0014	0.0012	0.0024	0.0033	0.0011
	As	0.0012	0.0010	0.0011	0.0053	0.0013	0.0013
	Cd	0.0036	0.0030	0.0000	0.0000	0.0010	0.0000
	Pb	0.0018	0.0013	0.0017	0.0013	0.0025	0.0010
	Fe	0.3628	0.2545	0.3130	0.2638	0.5419	0.3130
	Mn	0.03225	0.0132	0.0156	0.2638	0.0402	0.0165
	Cu	0.0038	0.0040	0.0040	0.0442	0.0067	0.0038
	Zn	0.0037	0.0036	0.0047	0.0058	0.0109	0.0058
	Mo	0.0013	0.0019	0.0008	0.0008	0.0025	0.0017
6	Cr	0.0055	0.0017	0.0015	0.0021	0.0040	0.0011
	As	0.0016	0.0015	0.0017	0.0018	0.0016	0.0020
	Cd	0.0048	0.003	0.0000	0.0014	0.0000	0.0010
	Pb	0.0022	0.0014	0.0013	0.0017	0.0020	0.0020
	Fe	0.4320	0.2589	0.5580	0.3988	0.2669	0.2895
	Mn	0.0272	0.0146	0.0302	0.0247	0.0195	0.0193
	Cu	0.0138	0.0107	0.0176	0.0183	0.0095	0.0163
	Zn	0.0253	0.0144	0.0283	0.0227	0.0155	0.0283
	Mo	0.014	0.0029	0.0013	0.0023	0.0061	0.0034
7	Cr	0.0114	0.0026	0.0014	0.0020	0.0054	0.0014
	As	0.0020	0.0014	0.0021	0.0016	0.0026	0.0024
	Cd	0.0044	0.0083	0.0000	0.0000	0.0027	0.0025
	Pb	0.0023	0.002	0.0021	0.0018	0.0034	0.0020
	Fe	0.447	0.3362	0.7281	0.7144	1.5469	0.6262
	Mn	0.0239	0.0550	0.0375	0.0356	0.1653	0.0735
	Cu	0.0135	0.0256	0.0172	0.0200	0.095	0.0479
	Zn	0.0227	0.1758	0.0249	0.0224	0.1838	0.1180
	Mo	0.0013	0.0053	0.0015	0.0014	0.0039	0.0027

Աղյուսակ 3

Ախթալա գետի ջրերում Cr, As, Cd, Pb, Fe, Mn, Cu, Zn, Mo մետաղների պարունակության 2008-2013թթ. միջինացված ցուցանիշներն ըստ դիտակետերի (հաստ շրիֆտով ներկայացվում են ՍԹԿ-ն գերազանցող կոնցենտրացիաները):

Դիտ. №	Մետաղ, մգ/լ	Տարեթիվ					
		2008	2009	2010	2011	2012	2013
14	Cr	0.0053	0.0015	0.0011	0.0092	0.0011	0.0010
	As	0.002	0.0015	0.0011	0.0116	0.0013	0.0025
	Cd	0.0196	0.0178	0.0252	0.0102	0.0340	0.0223
	Pb	0.0083	0.0056	0.0020	0.0047	0.0062	0.0044
	Fe	2.2200	0.6834	0.6385	1.1058	0.8777	0.9347
	Mn	0.5888	0.5186	0.4913	0.5358	0.6785	0.6296
	Cu	0.308	0.1823	0.1278	0.2732	0.3834	0.2279
	Zn	2.619	2.0190	1.7102	1.8669	2.4612	2.3548
	Mo	0.0031	0.0075	0.0022	0.0029	0.0029	0.0048

Աղյուսակ 4

Շնող գետի ջրերում Cr, As, Cd, Pb, Fe, Mn, Cu, Zn, Mo մետաղների պարունակության 2009-2013թթ. միջինացված ցուցանիշներն ըստ դիտակետերի (հաստ շրիֆտով ներկայացվում են ՍԹԿ-ն գերազանցող կոնցենտրացիաները):

Դիտ. №	Մետաղ, մգ/լ	Տարեթիվ				
		2009	2010	2011	2012	2013
343	Cr	0.0013	0.0019	0.0108	0.0022	0.0019
	As	0.0011	0.0015	0.0018	0.0017	0.0016
	Cd	0.0000	0.0000	0.0016	0.0000	0.0000
	Pb	0.0013	0.0021	0.0023	0.0035	0.0015
	Fe	0.2995	0.9252	1.0873	1.1118	0.6028
	Mn	0.0088	0.0338	0.0381	0.0332	0.0320
	Cu	0.0049	0.0137	0.0131	0.0156	0.0088
	Zn	0.0032	0.0122	0.0089	0.0096	0.0070
	Mo	0.0209	0.0077	0.0086	0.0285	0.0169

Աղյուսակ 5

Գարգառ գետի ջրերում Cr, As, Cd, Pb, Fe, Mn, Cu, Zn, Mo մետաղների պարունակության 2009-2013թթ. միջինացված ցուցանիշներն ըստ դիտակետերի (հաստ շրիֆտով ներկայացվում են ՍԹԿ-ն գերազանցող կոնցենտրացիաները):

Դիտ. №	Մետաղ, մգ/լ	Տարեթիվ				
		2009	2010	2011	2012	2013
210	Cr	-	0.0010	0.0013	0.0010	0.0010
	As	-	0.0000	0.0012	0.0000	0.0000
	Cd	-	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
	Pb	-	0.0000	0.0015	0.0000	0.0000
	Fe	-	0.1870	0.1518	0.1417	0.1114
	Mn	-	0.0114	0.0054	0.0041	0.0038
	Cu	-	0.0025	0.0009	0.0006	0.0008
	Zn	-	0.0055	0.0005	0.0009	0.0026
	Mo	-	0.0013	0.0001	0.0012	0.0005
342	Cr	0.0002	0.0015	0.0001	0.0010	0.0014
	As	0.001	0.0010	0.0016	0.0020	0.0019
	Cd	0.000	0.0010	0.0000	0.0000	0.0000
	Pb	0.001	0.0020	0.0010	0.0010	0.0010
	Fe	0.1200	0.9824	0.2499	0.3439	0.1727
	Mn	0.0065	0.8594	0.0108	0.0149	0.0091
	Cu	0.0015	0.8551	0.0021	0.0021	0.0018
	Zn	0.0020	0.8561	0.0015	0.0010	0.0017
	Mo	0.0012	0.5538	0.0030	0.0083	0.0033

Աղյուսակ 6

Ողջի գետի ջրերում Cr, As, Cd, Pb, Fe, Mn, Cu, Zn, Mo մետաղների պարունակության 2008-2012թթ. միջինացված ցուցանիշներն ըստ դիտակետերի (հաստ շրիֆտով ներկայացվում են ՍԹԿ-ն գերազանցող կոնցենտրացիաները):

Դիտ. №	Մետաղ, մգ/լ	Տարեթիվ				
		2008	2009	2010	2011	2012
91	Cr	0.0030	0.0027	0.0013	0.0010	0.0030
	As	0.0010	0.0016	0.0011	0.0011	0.0018
	Cd	0.0010	0.0000	0.0000	0.0000	0.0006
	Pb	0.0010	0.0010	0.0000	0.0010	0.0002
	Fe	0.0497	0.0496	0.0380	0.0460	0.0586
	Mn	0.0034	0.0055	0.0061	0.0046	0.0045
	Cu	0.0007	0.0029	0.0036	0.0032	0.0041
	Zn	0.0031	0.0060	0.0065	0.0027	0.0040
	Mo	0.0023	0.0129	0.0076	0.0044	0.0060
92	Cr	0.0017	0.0024	0.0013	0.0012	0.0025
	As	0.0018	0.0015	0.0017	0.0015	0.0015
	Cd	0.0000	0.0010	0.0015	0.0010	0.0001
	Pb	0.0008	0.0010	0.0010	0.0010	0.0003
	Fe	0.1722	0.1450	0.1032	0.1230	0.0794
	Mn	0.0144	0.01700	0.0104	0.0210	0.0170
	Cu	0.0089	0.01136	0.0149	0.0129	0.0100
	Zn	0.0055	0.066	0.0045	0.0048	0.0101
	Mo	0.0292	0.0298	0.0516	0.0519	0.0469

Դիտ. №	Մետաղ, մգ/լ	Տարեթիվ				
		2008	2009	2010	2011	2012
93	Cr	0.0046	0.0019	0.0012	0.0010	0.0007
	As	0.0033	0.0018	0.0023	0.0021	0.0010
	Cd	0.0010	0.0000	0.0000	0.0000	0.0005
	Pb	0.0015	0.0010	0.0015	0.0010	0.0019
	Fe	0.2134	0.1030	0.1731	0.0732	0.0829
	Mn	0.0107	0.0040	0.0145	0.0078	0.0073
	Cu	0.0169	0.0073	0.0140	0.0128	0.0055
	Zn	0.0037	0.0025	0.0027	0.0040	0.0025
	Mo	0.0299	0.0277	0.0501	0.0428	0.0316
94	Cr	0.0035	0.0019	0.0010	0.0012	0.0021
	As	0.0020	0.0014	0.0017	0.0017	0.0016
	Cd	0.0018	0.0016	0.0014	0.0016	0.0009
	Pb	0.0012	0.0010	0.0010	0.0010	0.0009
	Fe	0.2570	0.1929	0.2318	0.3081	0.3230
	Mn	0.2528	0.1493	0.1152	0.1571	0.1917
	Cu	0.1119	0.0942	0.0960	0.1281	0.1196
	Zn	0.05757	0.0958	0.0777	0.1085	0.1083
	Mo	0.1222	0.0871	0.1211	0.0848	0.5084

Աղյուսակ 7

Արժվանիկ գետի ջրերում Cr, As, Cd, Pb, Fe, Mn, Cu, Zn, Mo մետաղների պարունակության 2008-2012թթ. միջինացված ցուցանիշներն ըստ դիտակետերի (հաստ շրիֆտով ներկայացվում են ՍԹԿ-ն գերազանցող կոնցենտրացիաները):

Դիտ. №	Մետաղ, մգ/լ	Տարեթիվ				
		2008	2009	2010	2011	2012
95	Cr	0.0023	0.0020	0.0013	0.0000	0.0010
	As	0.0013	0.0010	0.0010	0.0017	0.0010
	Cd	0.0000	0.0000	0.0000	0.003	0.0000
	Pb	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
	Fe	0.0729	0.0725	0.1293	0.0120	0.1464
	Mn	0.0024	0.0022	0.0045	0.0017	0.0027
	Cu	0.0014	0.0022	0.0010	0.0047	0.0012
	Zn	0.0014	0.0013	0.0010	0.0353	0.0007
	Mo	0.0011	0.0017	0.0060	0.0003	0.0011
96	Cr	0.0012	0.0057	0.0011	0.0010	0.0019
	As	0.0033	0.0031	0.0033	0.0028	0.0028
	Cd	0.0031	0.0026	0.0024	0.0014	0.0015
	Pb	0.0019	0.0010	0.0010	0.0010	0.0023
	Fe	0.3412	0.0954	0.1157	0.00846	0.1877
	Mn	0.2934	0.1681	0.0645	0.0201	0.0652
	Cu	0.0197	0.01258	0.0146	0.0084	0.0093
	Zn	0.1064	0.1499	0.1192	0.0524	0.0756
	Mo	0.3458	0.2549	0.2809	0.1395	0.2799
321	Cr	0.0013	0.0011	0.0010	0.0010	0.0027
	As	0.0015	0.0010	0.0013	0.0013	0.0014
	Cd	0.0015	0.0013	0.0011	0.0018	0.0008
	Pb	0.0000	0.0010	0.0010	0.0010	0.0012
	Fe	0.2691	0.2169	0.2692	0.3301	0.3524
	Mn	0.3647	0.1879	0.1484	0.1544	0.2119
	Cu	0.1679	0.1654	0.1248	0.1465	0.1955
	Zn	0.05153	0.1266	0.0941	0.0745	0.1544
	Mo	0.0120	0.0129	0.0240	0.0228	0.0146

ԳԼՈՒԽ 3 ԱՐԴՅՈՒՆՔՆԵՐԻ ՔՆՆԱՐԿՈՒՄ

3.1. Դեբեդ, Գարգառ, Շնող, Աղթալա գետերի ջրերի որոշ ջրաքիմիական ցուցանիշների վերլուծություն:

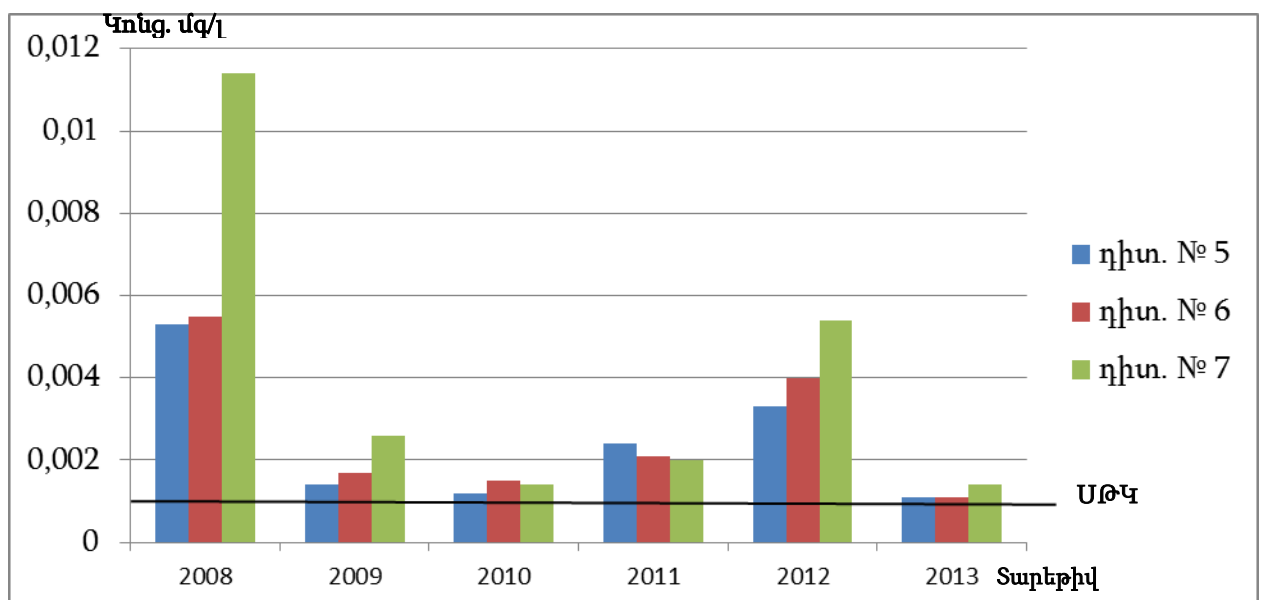
Ըստ դիտակետերի վերցված ջրանմուշներում ծանր մետաղների պարունակության ցուցանիշները բերված են նկարներ 3-38-ում իսկ ջրածնային ցուցիչի (рН), լուծված թթվածնի (Lթ) և թթվածնային հագեցվածության (ԹՀ) ցուցանիշների արժեքները՝ աղյուսակներ 9-14-ում:

Աղյուսակ 8-ում բերված է հետազոտված մետաղների ՍԹԿ-երը բնական ջրերում:

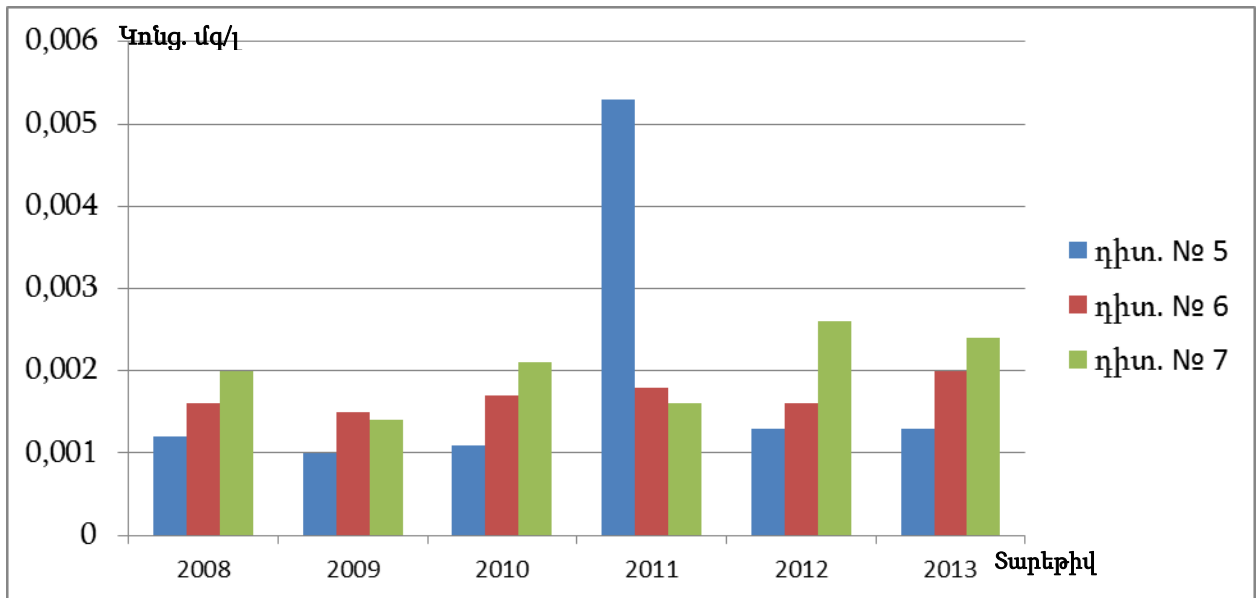
Աղյուսակ 8

Բնական ջրերում ըստ ձկնատնտեսական ցուցանիշների մետաղների նորմները (ՍԹԿ)[127]:

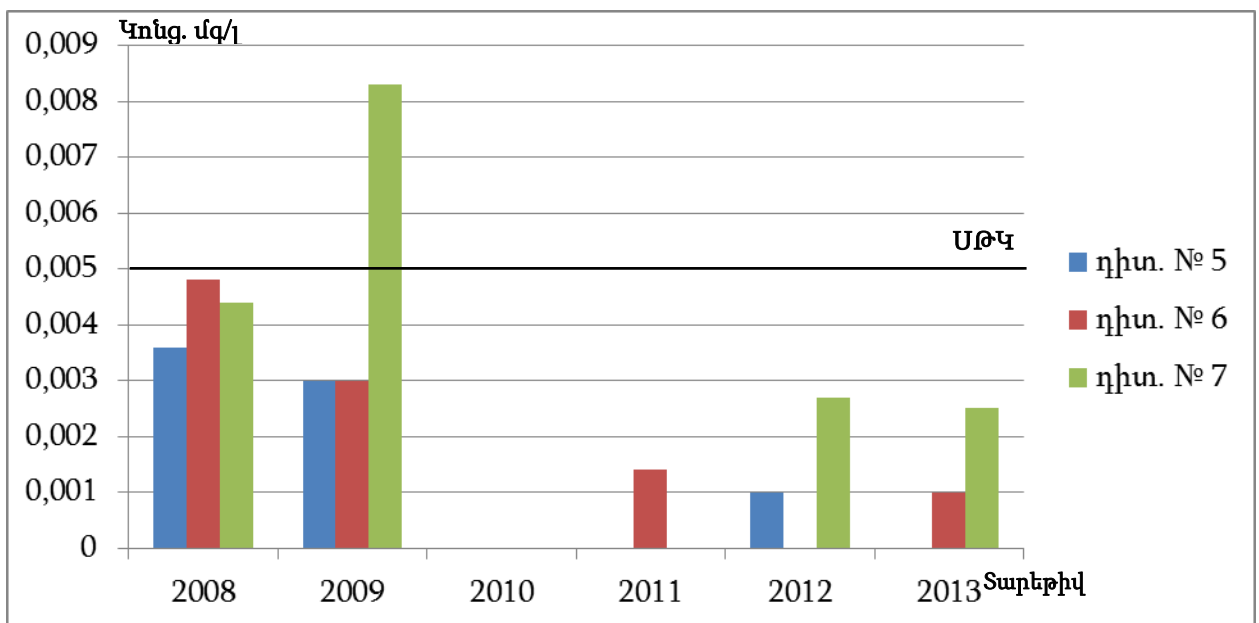
Մետաղ	Cr	As	Cd	Pb	Fe	Mn	Cu	Zn	Mo
ՍԹԿ	0,001	0,05	0,005	0,1	0,5	0,01	0,001	0,01	0,5



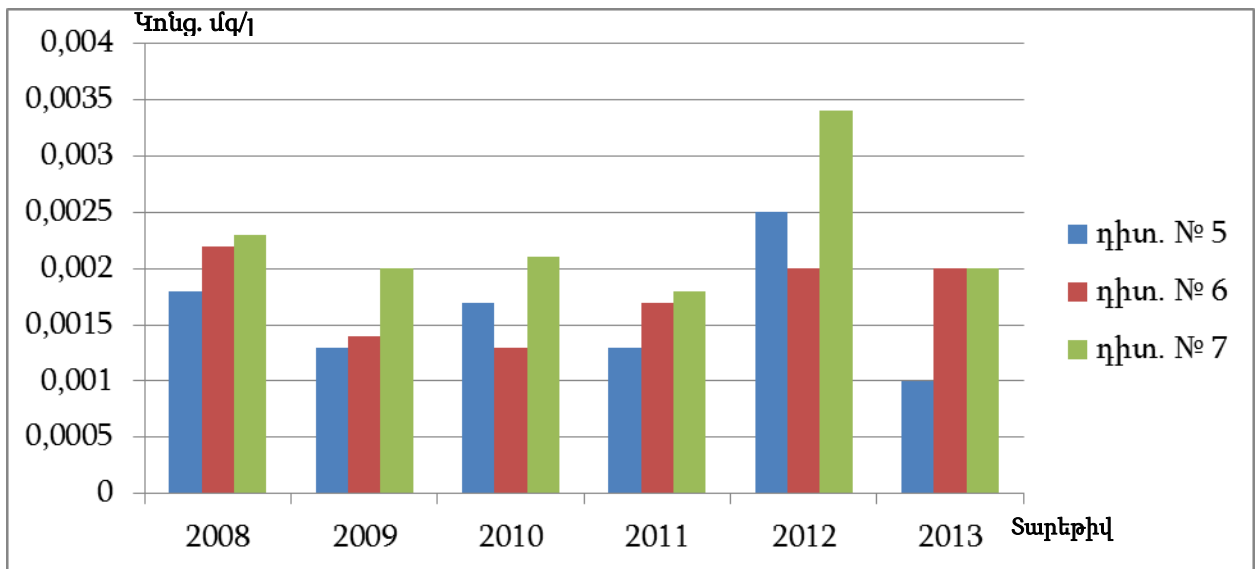
Նկ. 3. Դեբեդ գետի ջրերում Cr-ի պարունակության 2008-2013թթ ցուցանիշները ըստ դիտակետերի



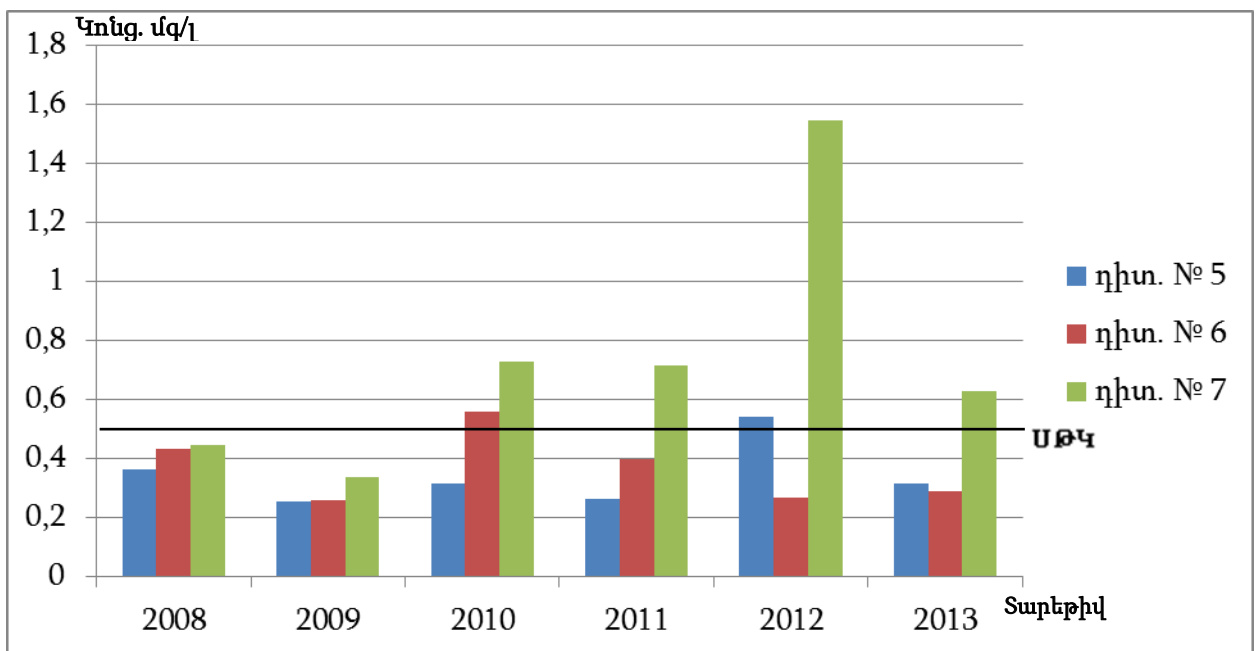
Նկ. 4. Դեբեդ գետի ջրերում As-ի պարունակության 2008-2013թթ. Ցուցանիշներն ըստ դիտակետերի :



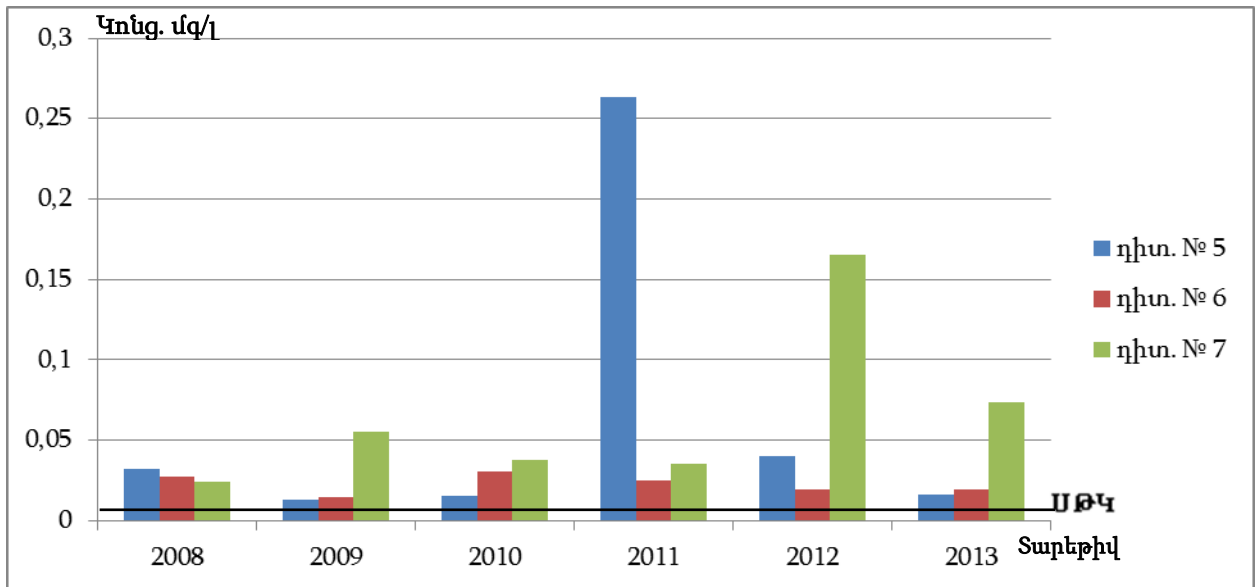
Նկ. 5. Դեբեդ գետի ջրերում Cd-ի պարունակության 2008-2013թթ. ցուցանիշներն ըստ դիտակետերի :



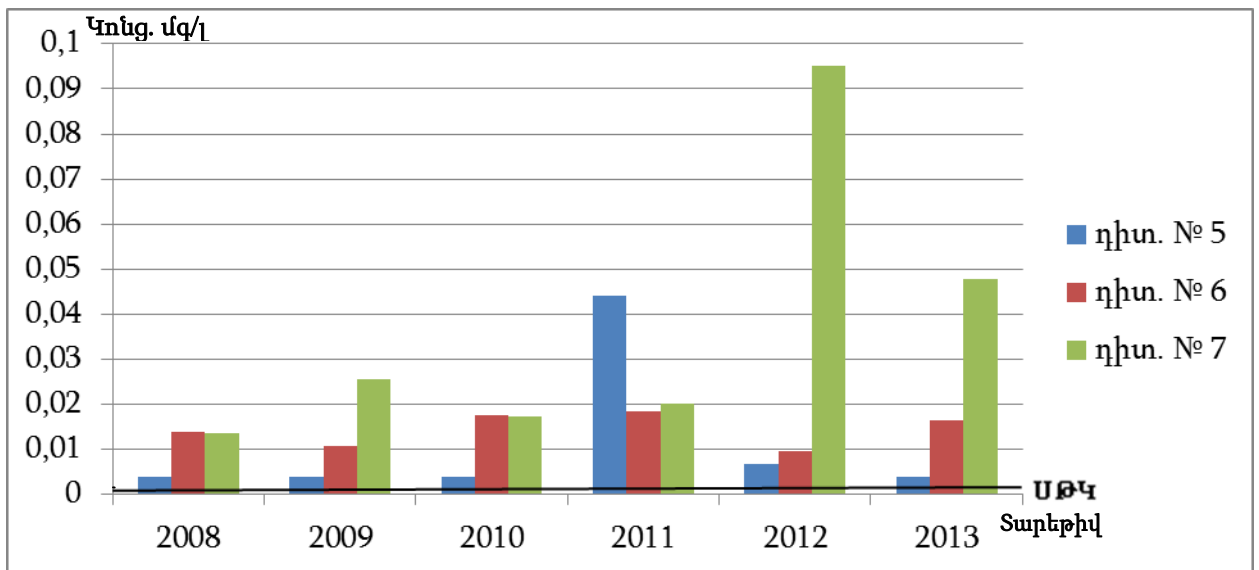
Նկ. 6. Դեբեդ գետի ջրերում Pb-ի պարունակության 2008-2013թթ. ցուցանիշներն ըստ դիտակետերի :



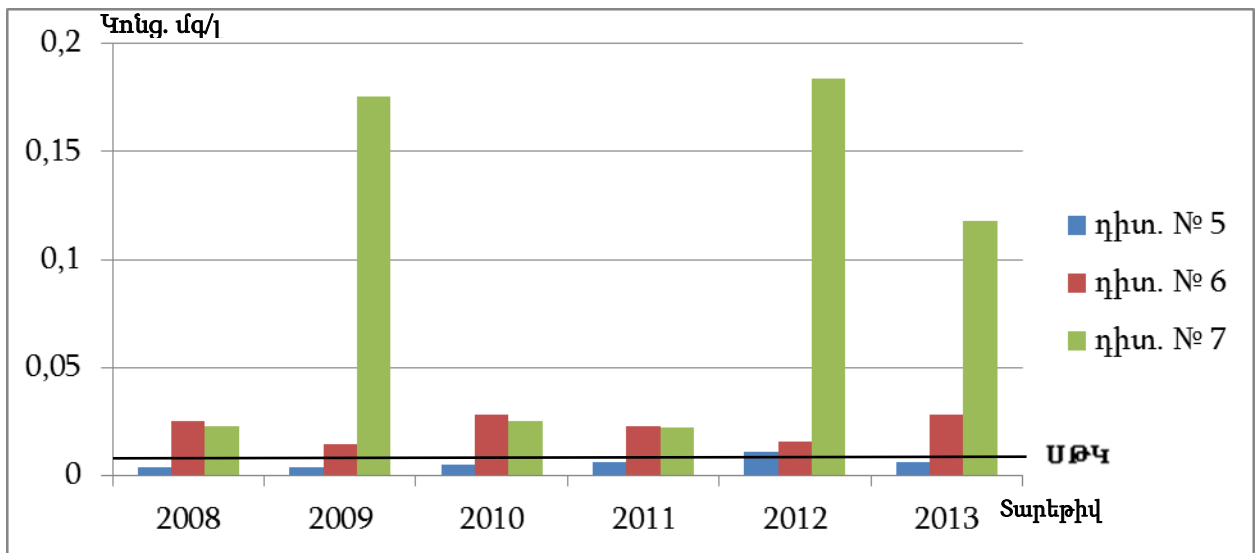
Նկ. 7. Դեբեդ գետի ջրերում Fe-ի պարունակության 2008-2013թթ. ցուցանիշներն ըստ դիտակետերի :



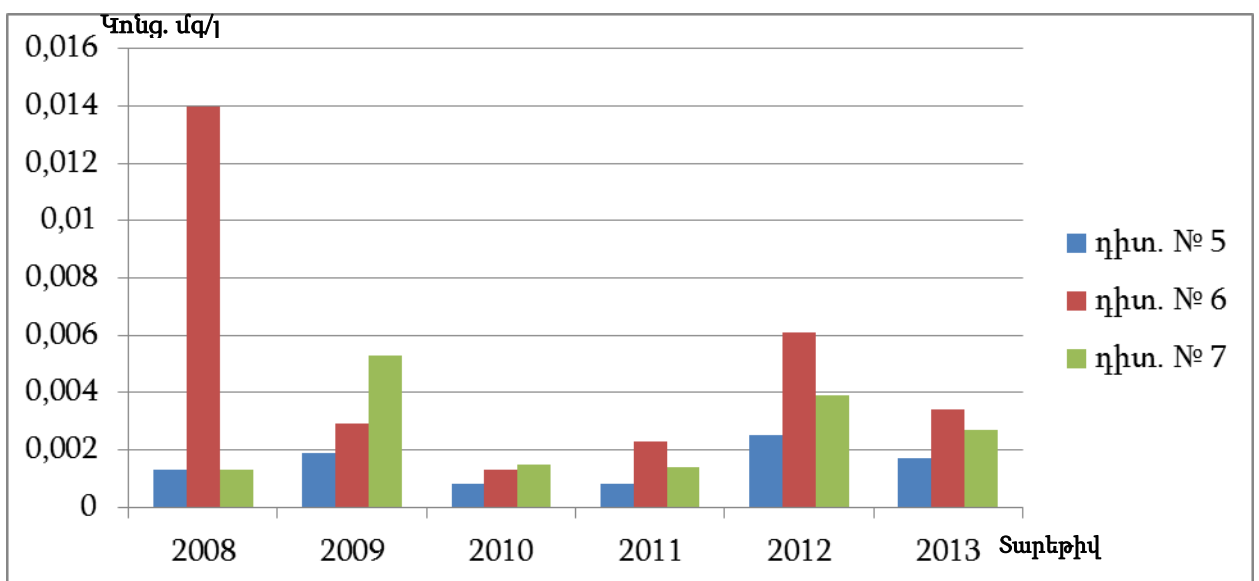
Նկ. 8. Դեբեդ գետի ջրերում Մո-ի պարունակության 2008-2013թթ. ցուցանիշներն ըստ դիտակետերի:



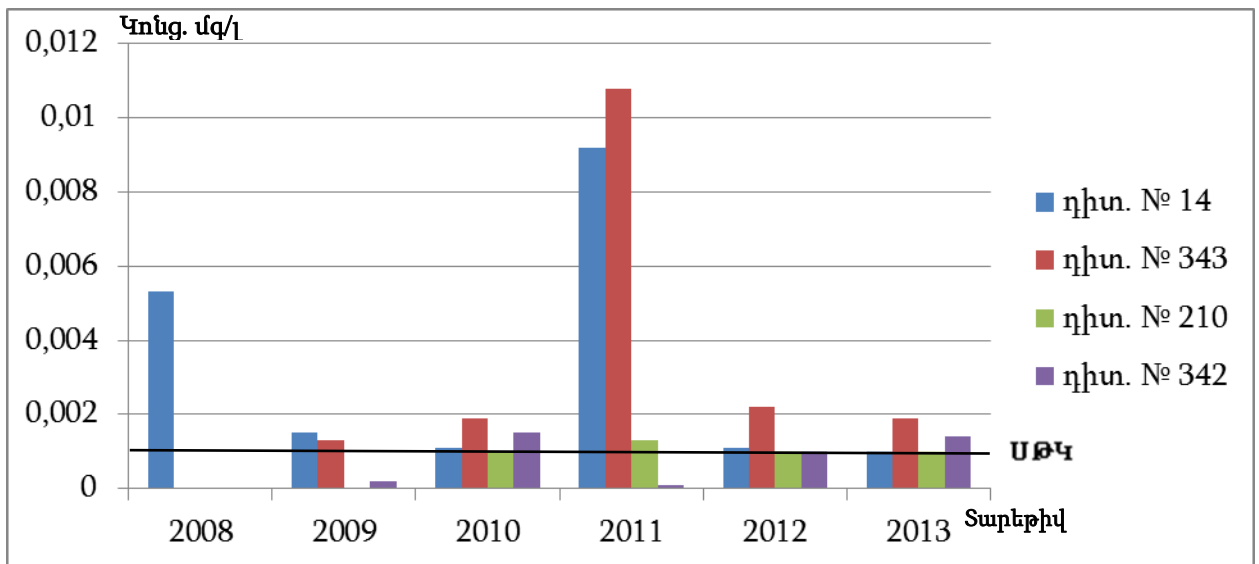
Նկ.9 . Դեբեդ գետի ջրերում Cu-ի պարունակության 2008-2013թթ. ցուցանիշներն ըստ դիտակետերի :



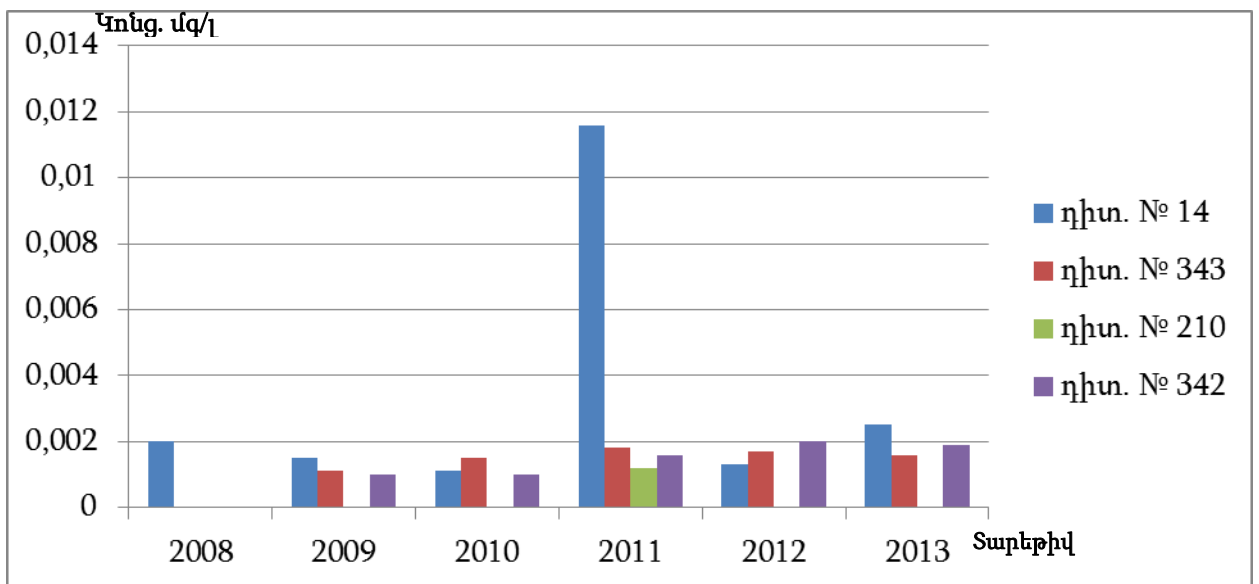
Նկ. 10. Դեբեդ գետի ջրերում Zn-ի պարունակության 2008-2013թթ. ցուցանիշներն ըստ դիտակետերի :



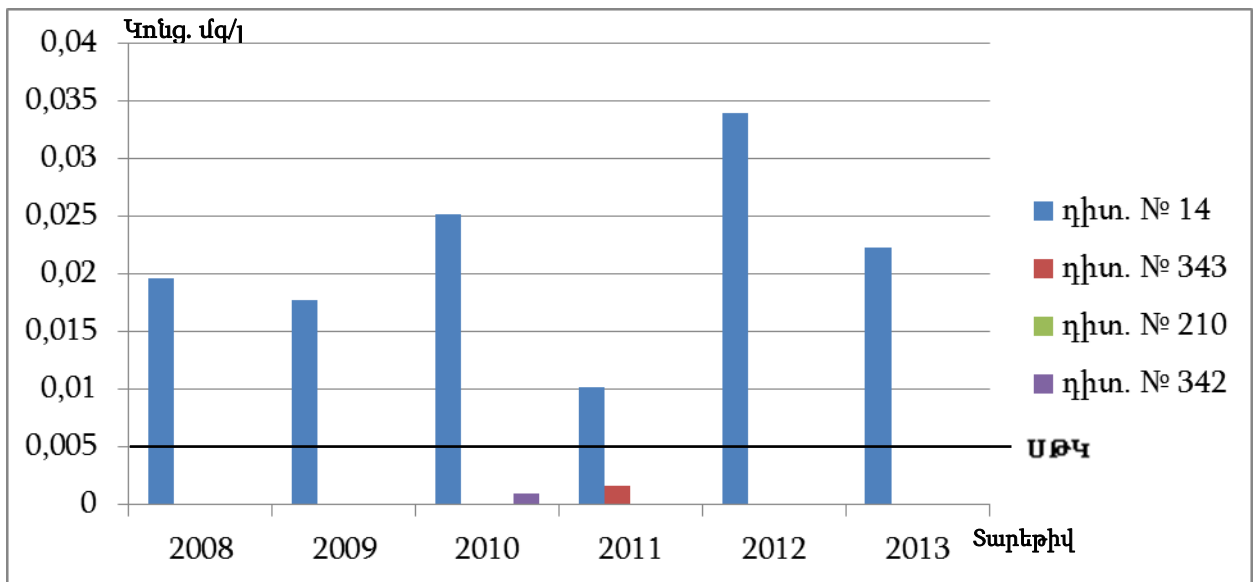
Նկ.11. Դեբեդ գետի ջրերում Mo-ի պարունակության 2008-2013թթ. ցուցանիշներն ըստ դիտակետերի :



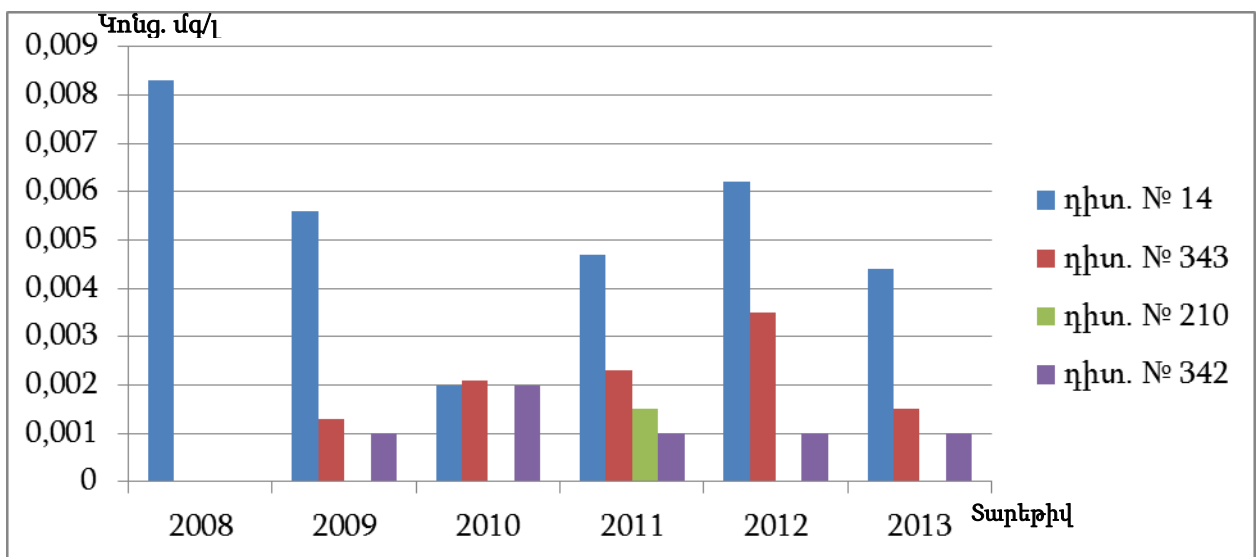
Նկ. 12. Ախթալա Շնող Գարգառ գետերի ջրերում Cr-ի պարունակության 2008-2013թթ. ցուցանիշներն ըստ դիտակետերի:



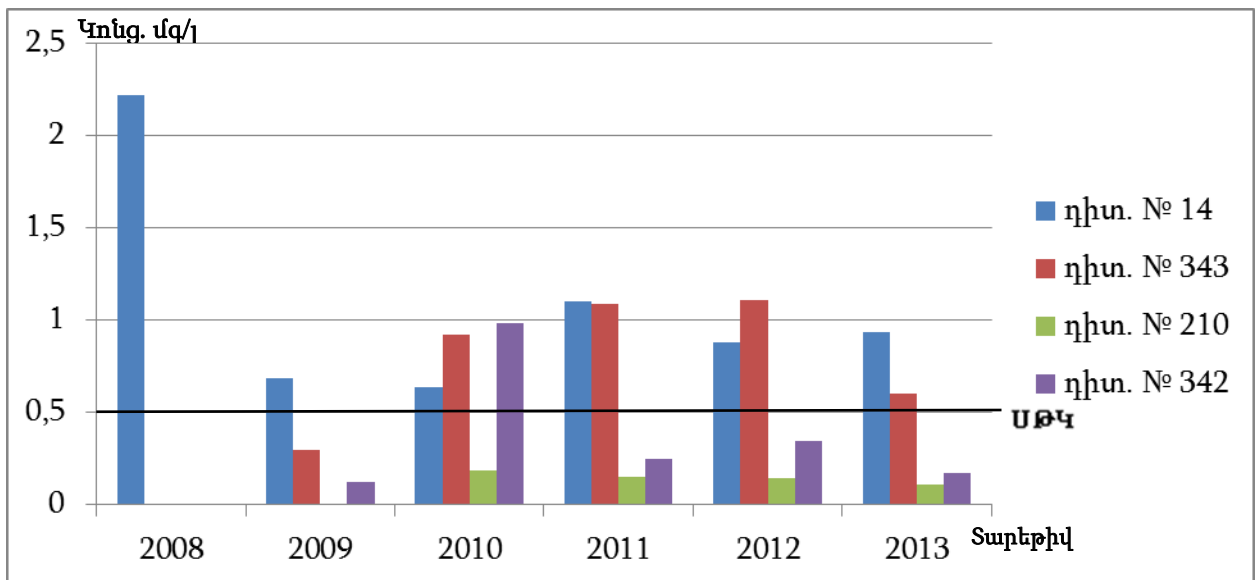
Նկ. 13 Ախթալա, Շնող, Գարգառ գետերի ջրերում As-ի պարունակության 2008-2013թթ. ցուցանիշներն ըստ դիտակետերի:



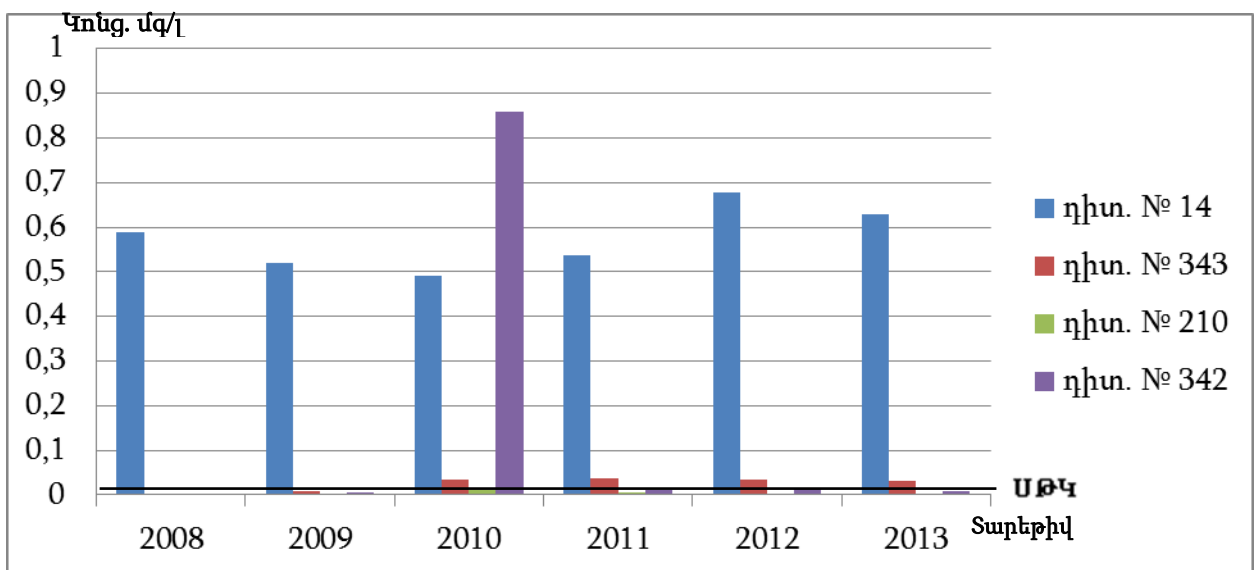
Նկ. 14. Ախթալա, Շնող, Գարգառ գետերի ջրերում Cd-ի պարունակության 2008-2013թթ. ցուցանիշներն ըստ դիտակետերի:



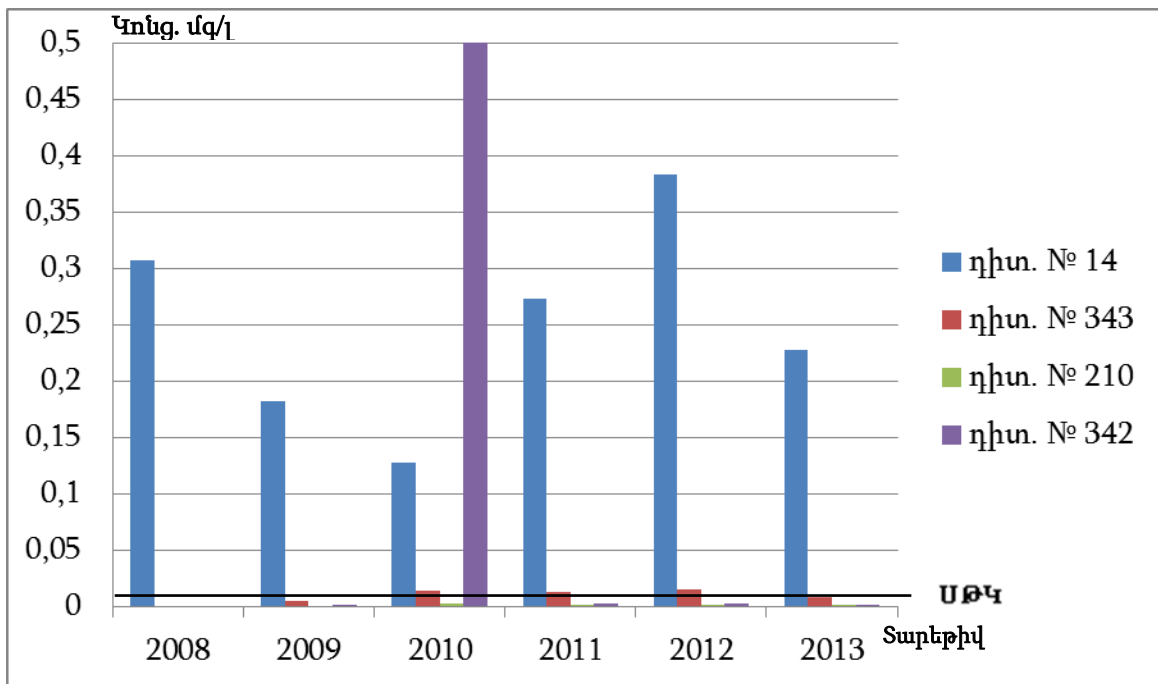
Նկ.15. Ախթալա, Շնող, Գարգառ գետերի ջրերում Pb-ի պարունակության 2008-2013թթ. ցուցանիշներն ըստ դիտակետերի:



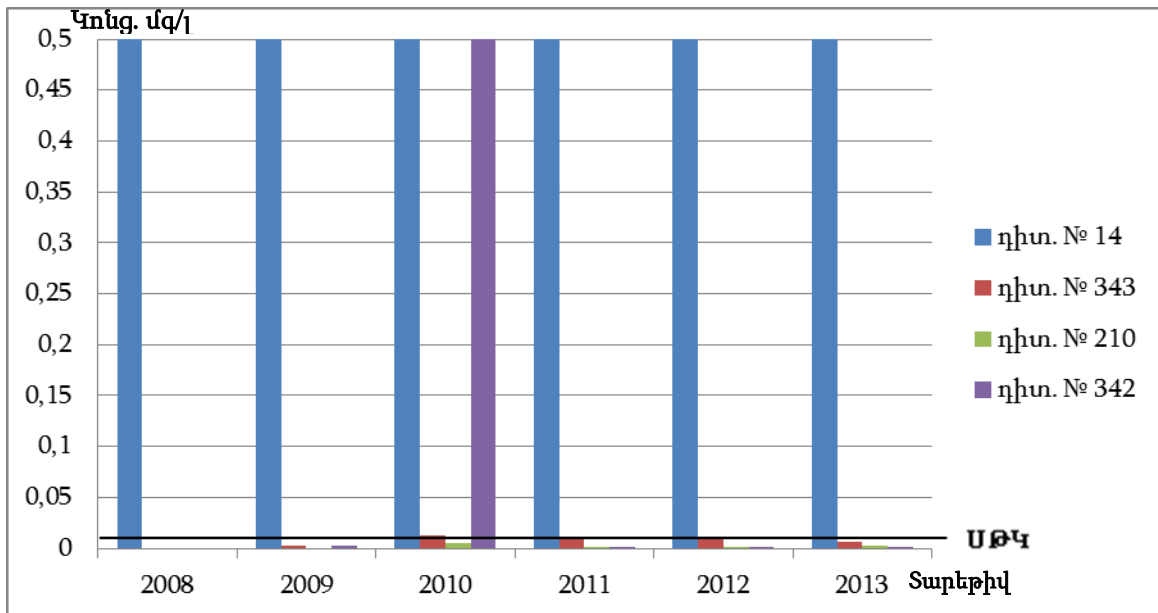
Նկ. 16. Ախթալա, Շնող, Գարգառ գետերի ջրերում Fe-ի պարունակության 2008-2013թթ. ցուցանիշներն ըստ դիտակետերի



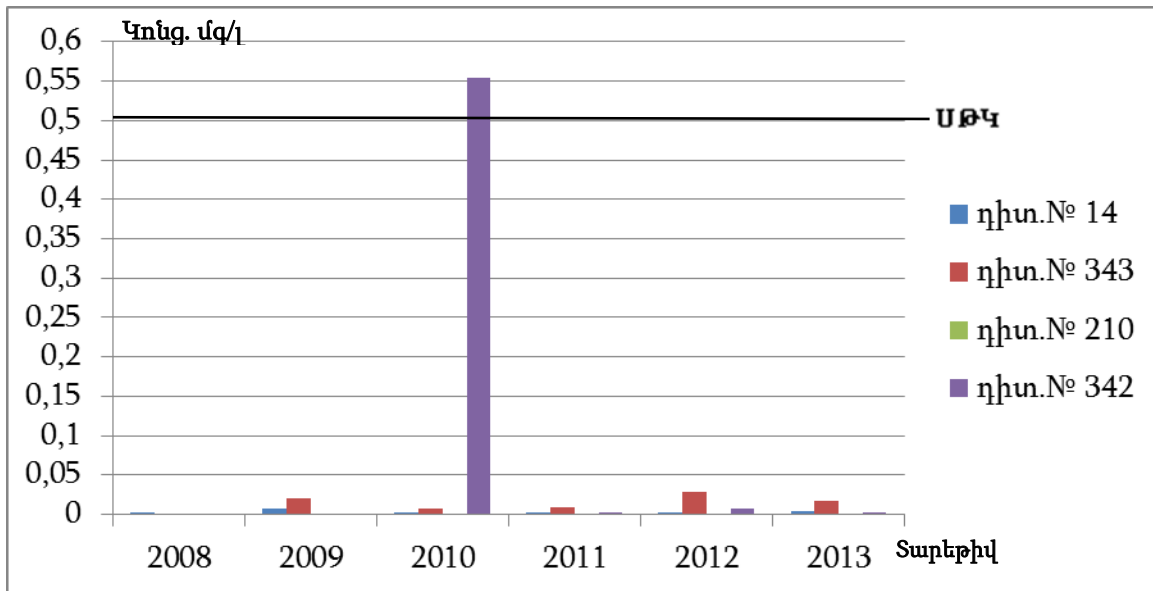
Նկ. 17. Ախթալա, Շնող, Գարգառ գետերի ջրերում Mn-ի պարունակության 2008-2013թթ. ցուցանիշներն ըստ դիտակետերի:



Նկ. 18. Ախթալա, Շնող, Գարգառ գետերի ջրերում Cu-ի պարունակության 2008-2013թթ. ցուցանիշներն ըստ դիտակետերի:

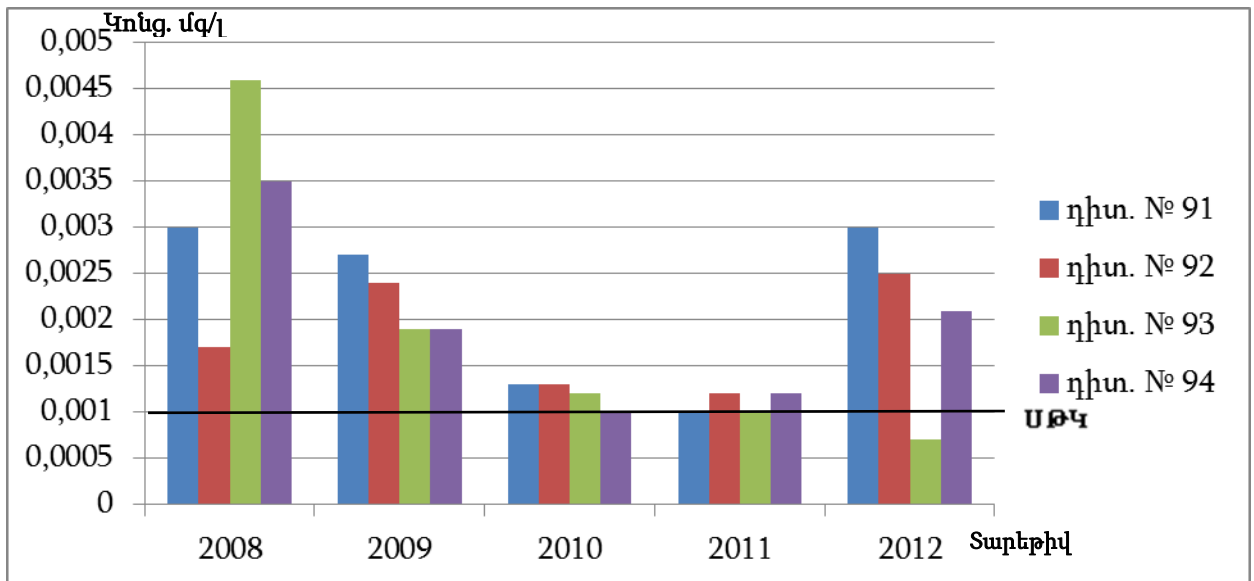


Նկ. 19. Ախթալա, Շնող, Գարգառ գետերի ջրերում Zn-ի պարունակության 2008-2013թթ. ցուցանիշներն ըստ դիտակետերի:

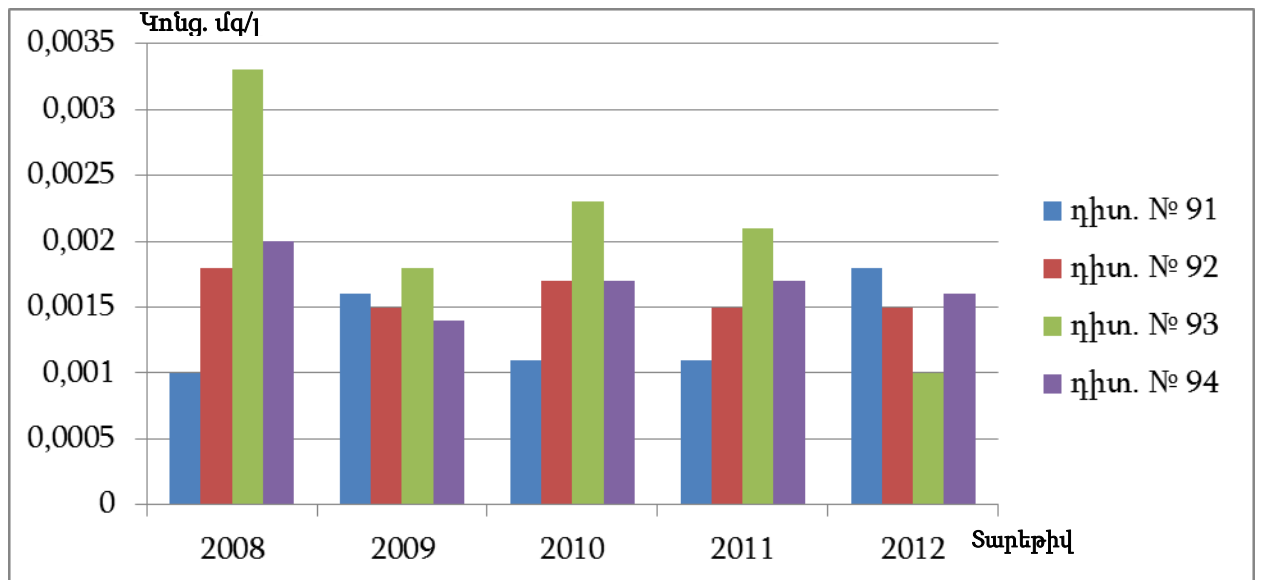


Նկ. 20. Ախթալա, Շնող, Գարգառ գետերի ջրերում Mo-ի պարունակության 2008-2013թթ.

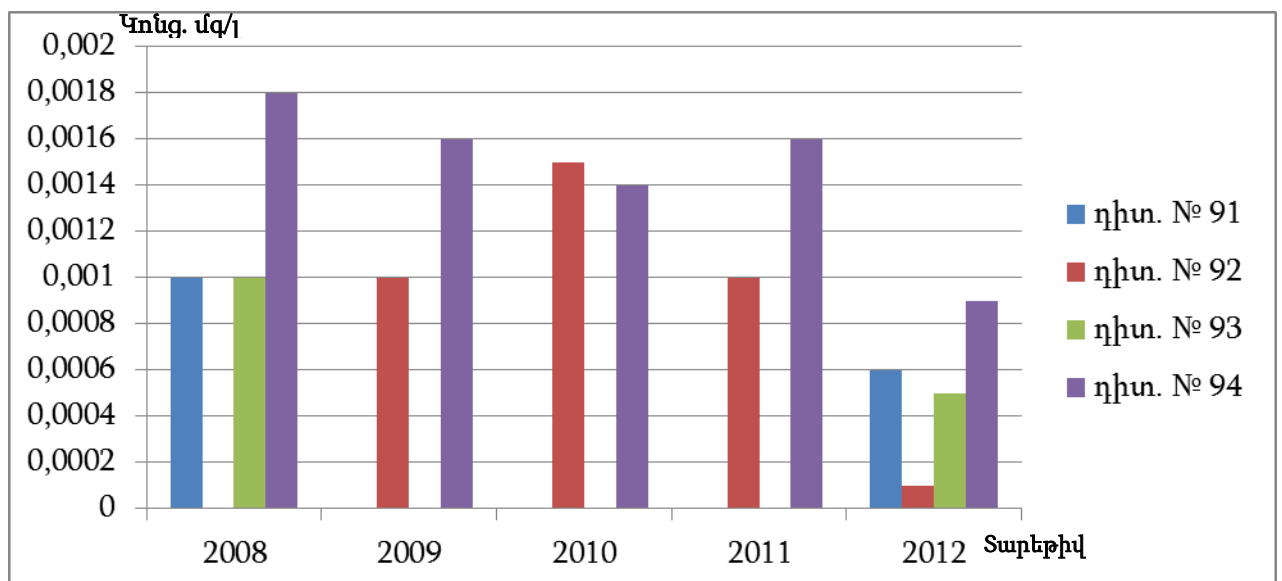
Ցուցանիշներն ըստ դիտակետերի:



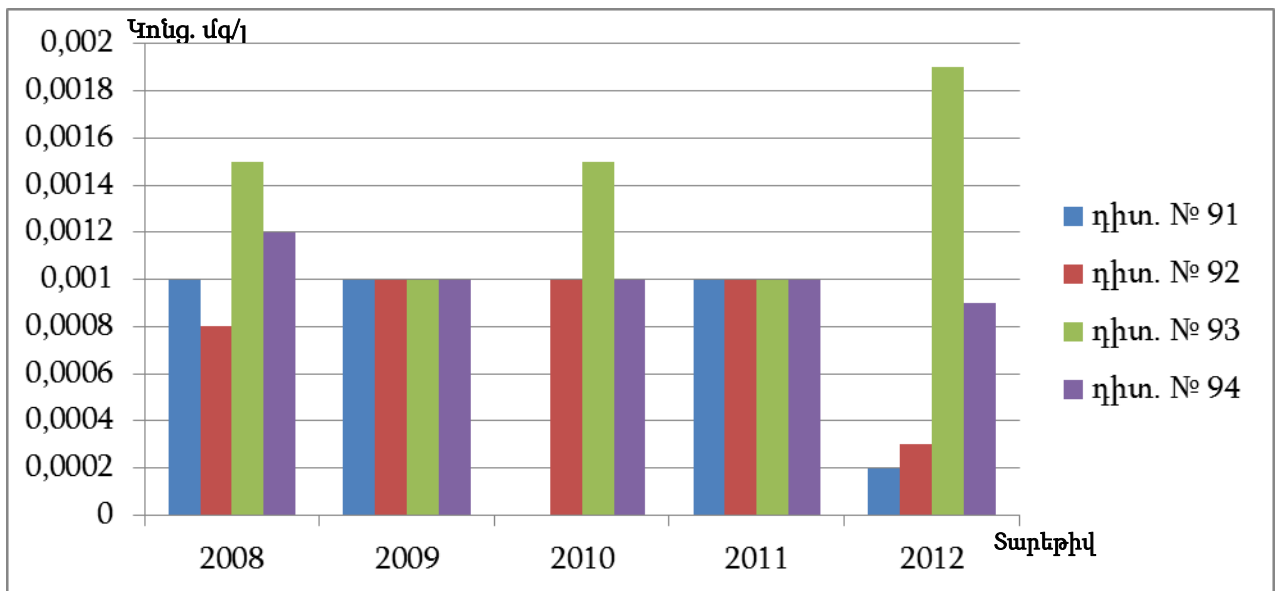
Նկ. 21. Ողջի գետի ջրերում Cr-ի պարունակության 2008-2012թթ. ցուցանիշներն ըստ դիտակետերի:



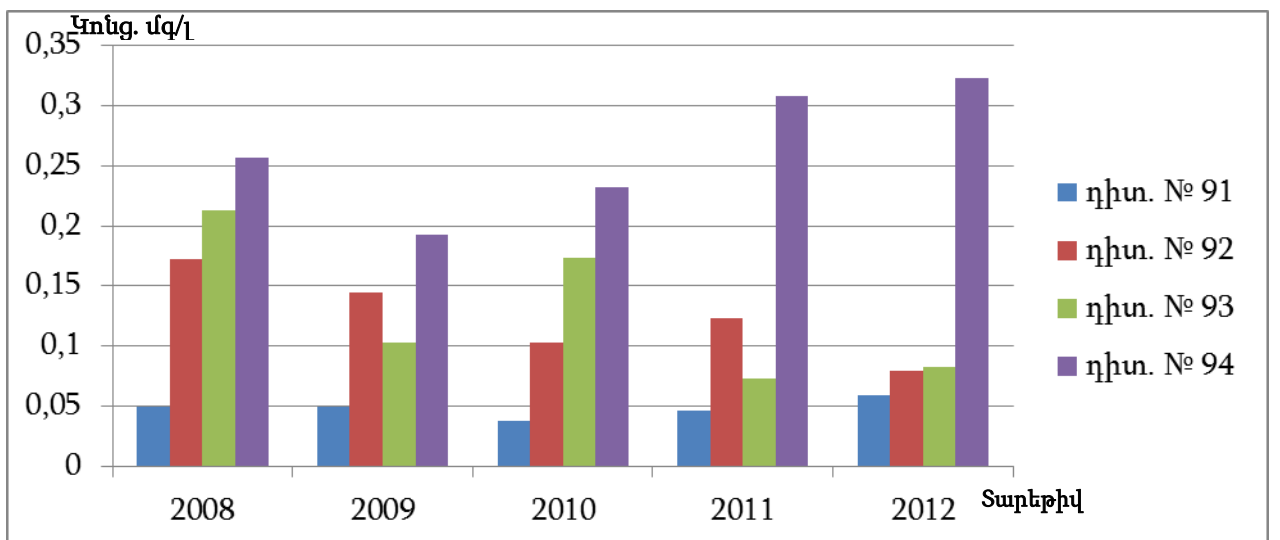
Նկ. 22. Ողջի գետի ջրերում As-ի պարունակության 2008-2012թթ. Ցուցանիշներն ըստ դիտակետերի:



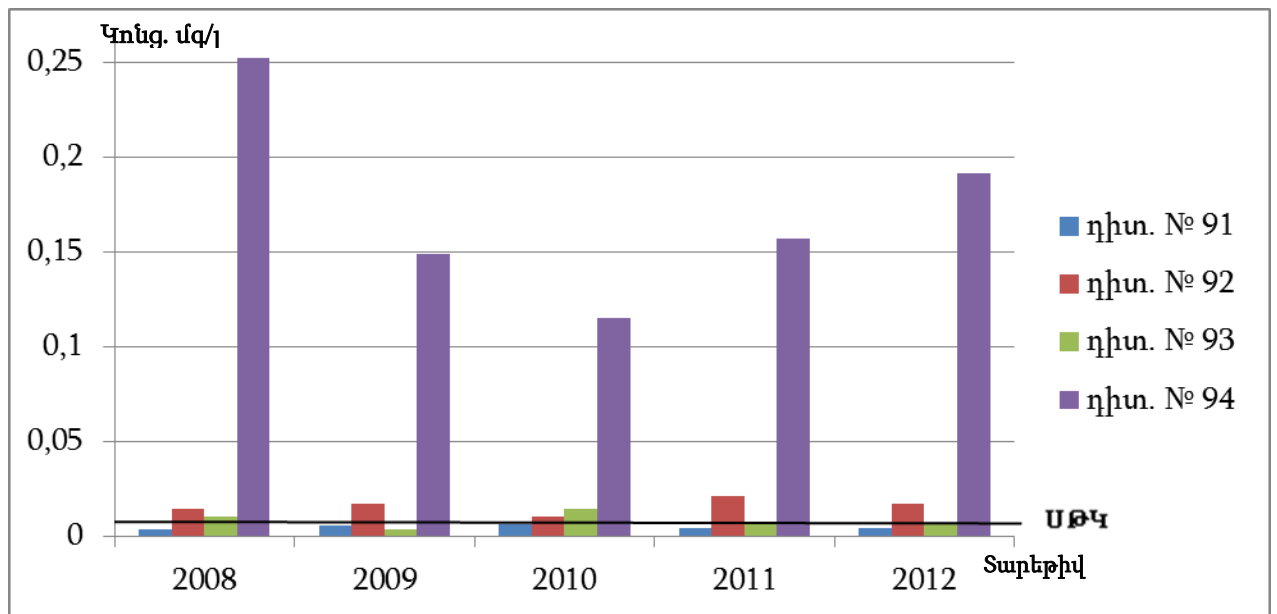
Նկ. 23. Ողջի գետի ջրերում Cd-ի պարունակության 2008-2012թթ. ցուցանիշներն ըստ դիտակետերի:



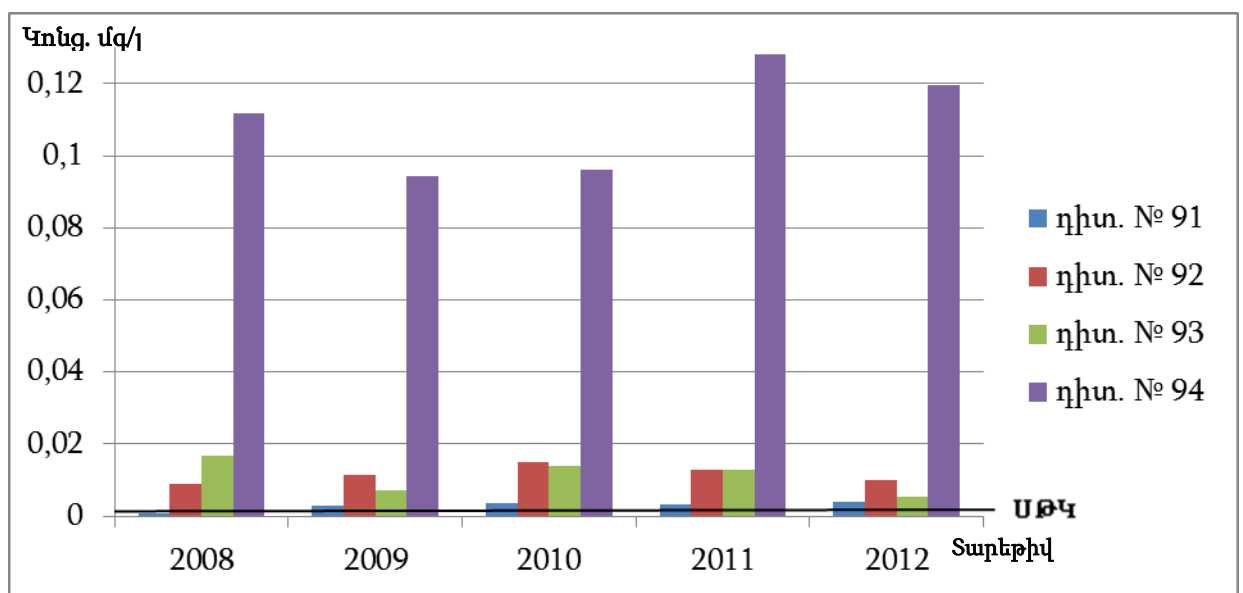
Նկ.24. Ողջի գետի ջրերում Pb-ի պարունակության 2008-2012թթ. ցուցանիշներն ըստ դիտակետերի:



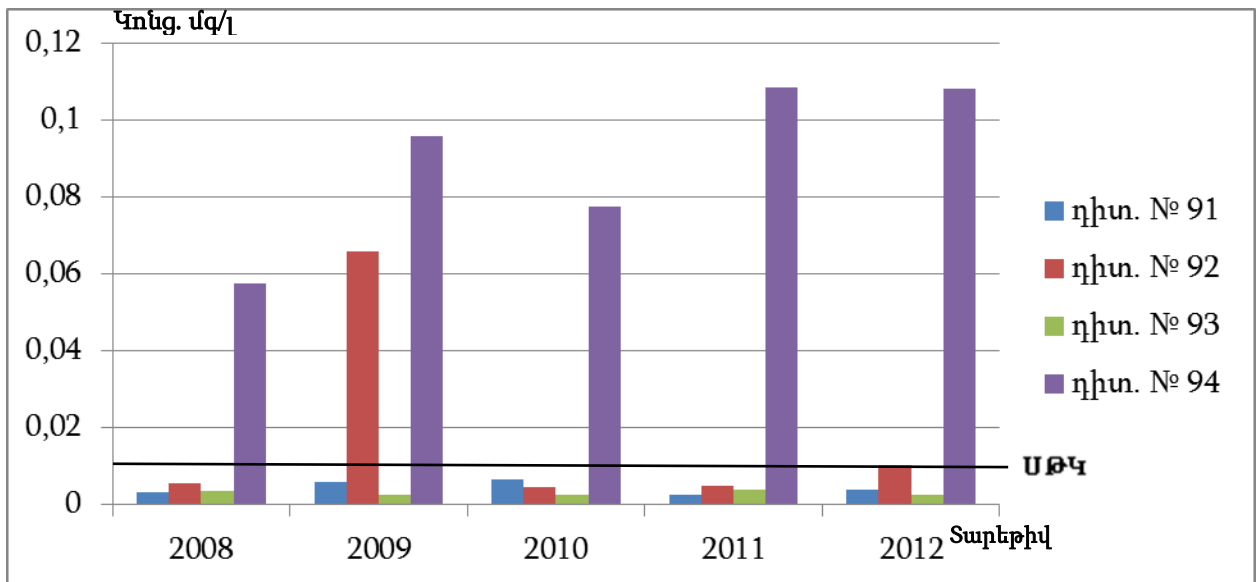
Նկ. 25. Ողջի գետի ջրերում Fe-ի պարունակության 2008-2012թթ. ցուցանիշներն ըստ դիտակետերի:



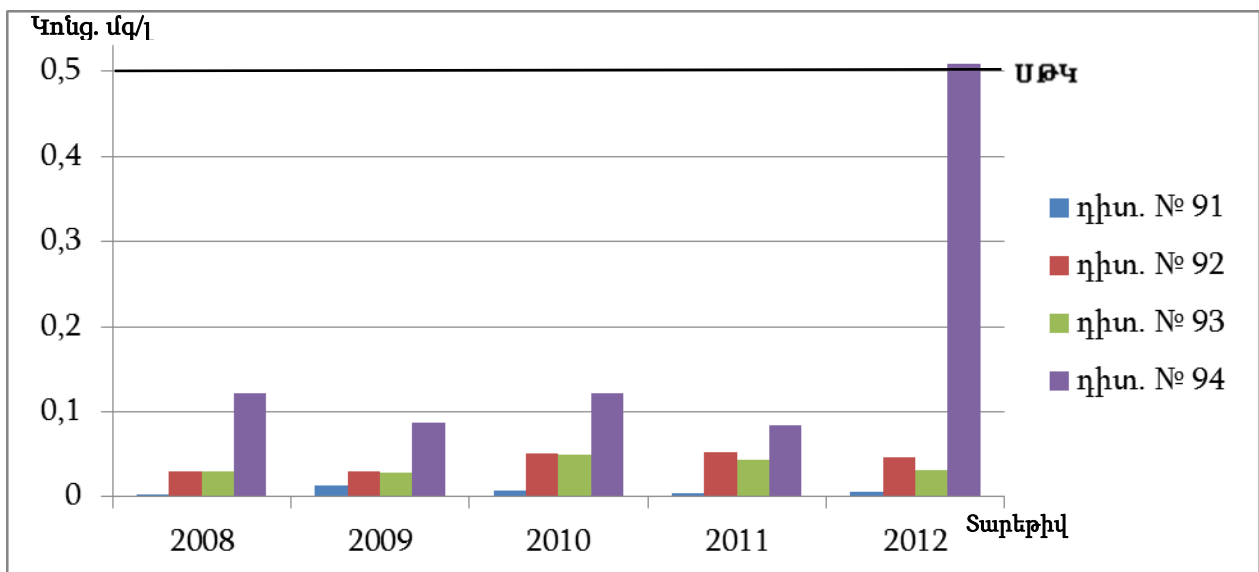
Նկ.26. Ողջի գետի ջրերում Mn-ի պարունակության 2008-2012թթ. Ցուցանիշներն ըստ դիտակետերի:



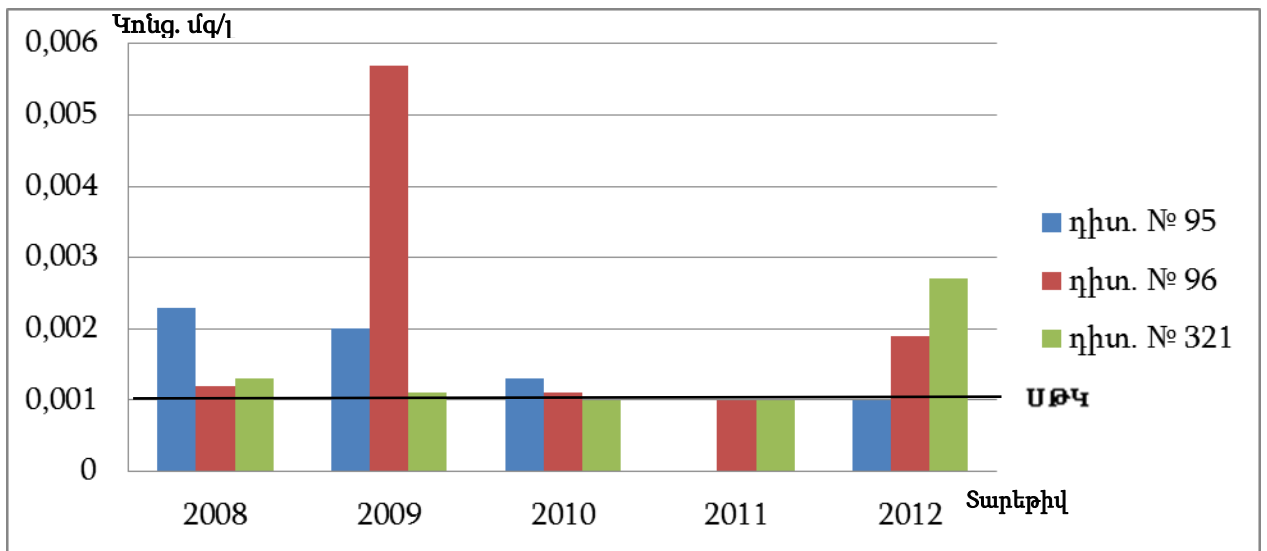
Նկ. 27. Ողջի գետի ջրերում Cu-ի պարունակության 2008-2012թթ. ցուցանիշներն ըստ դիտակետերի:



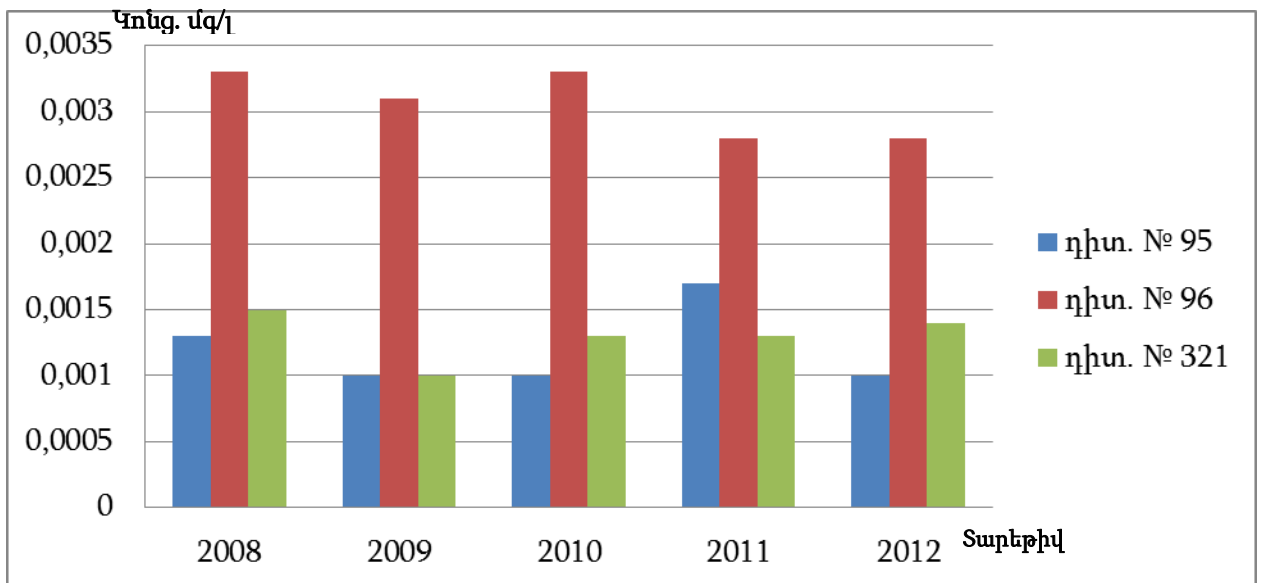
Նկ. 28. Ողջի գետի ջրերում Zn-ի պարունակության 2008-2012թթ. ցուցանիշներն ըստ դիտակետերի:



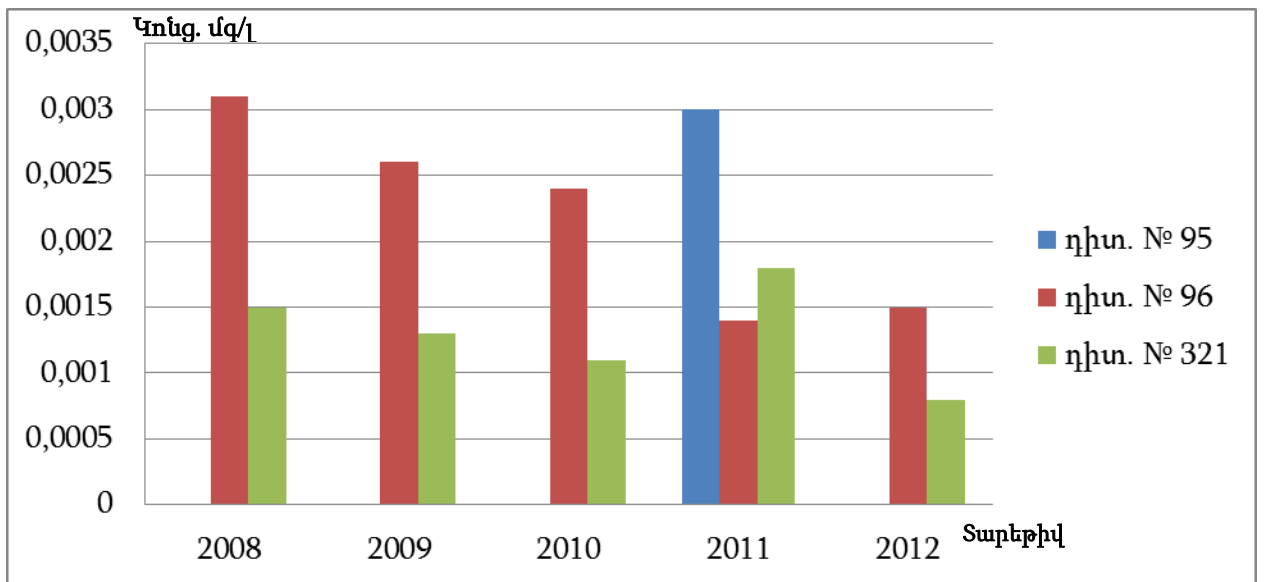
Նկ. 29. Ողջի գետի ջրերում Mo-ի պարունակության 2008-2012թթ. ցուցանիշներն ըստ դիտակետերի:



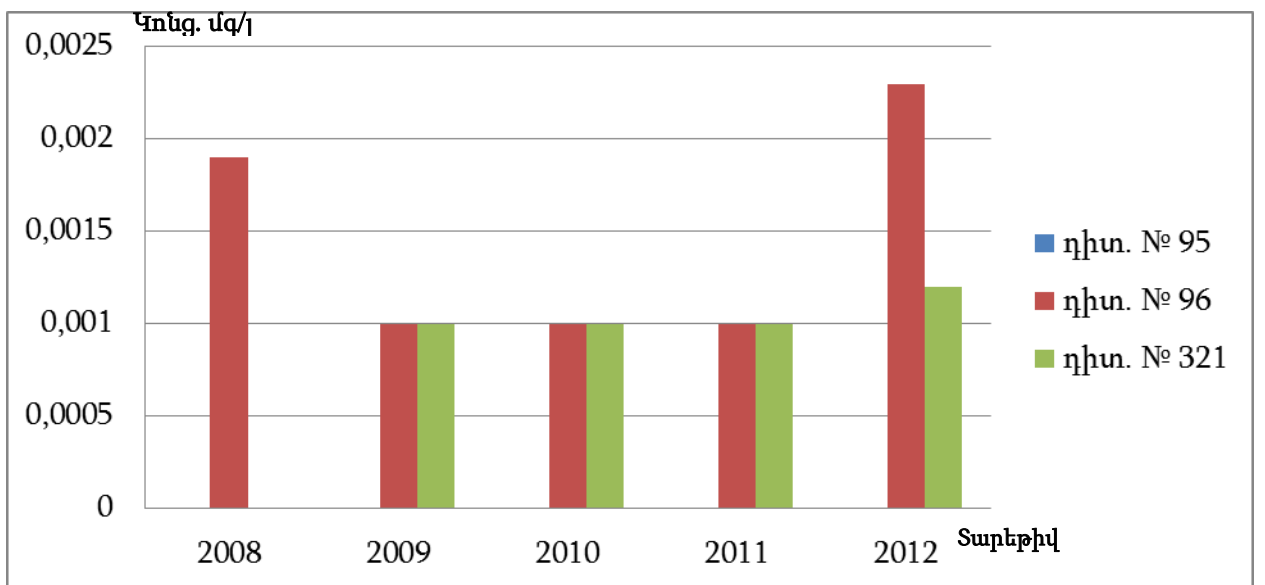
Նկ. 30. Արժվանիկ գետի ջրերում Cr-ի պարունակության 2008-2012թթ. ցուցանիշներն ըստ դիտակետերի:



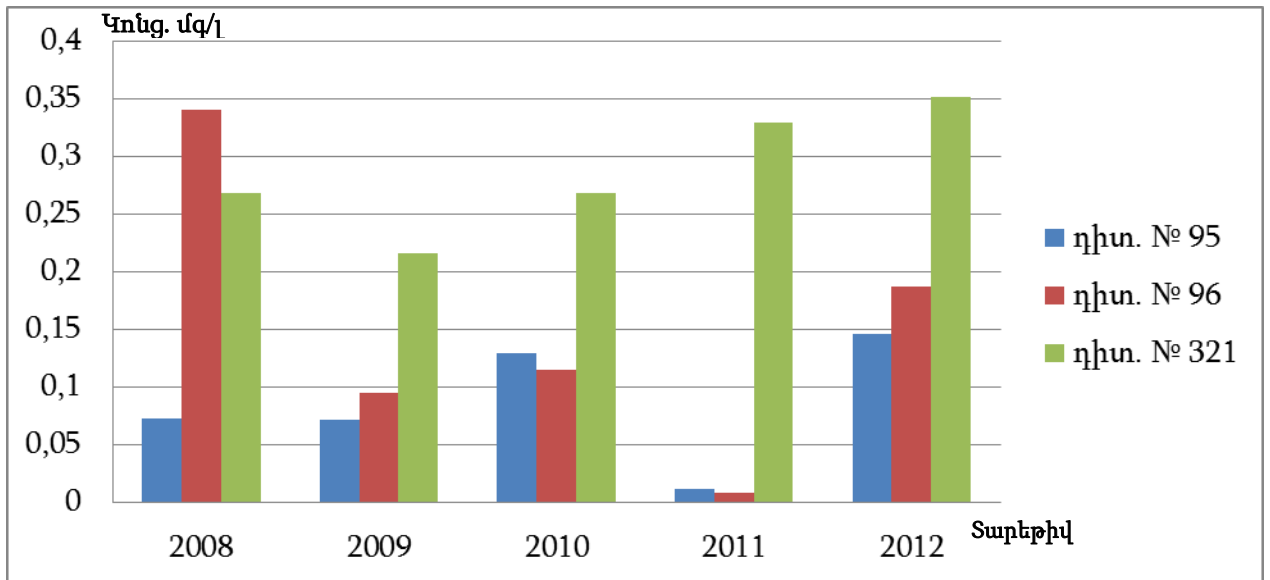
Նկ. 31. Արժվանիկ գետի ջրերում As-ի պարունակության 2008-2012թթ. ցուցանիշներն ըստ դիտակետերի:



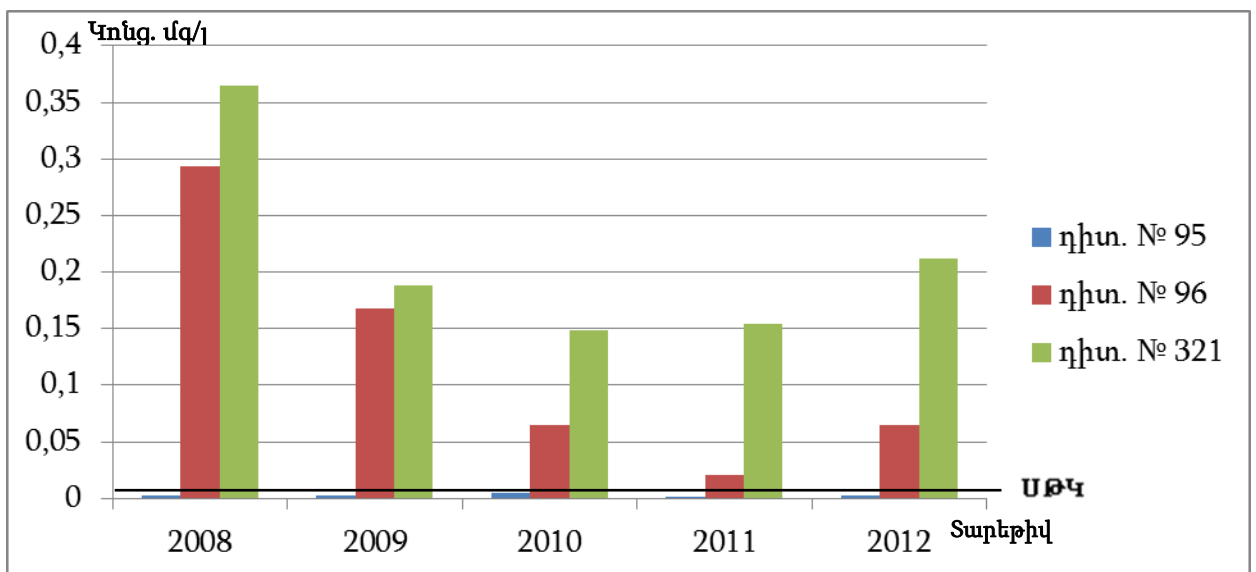
Նկ. 32. Արձվանիկ գետի ջրերում Cd-ի պարունակության 2008-2012թթ. ցուցանիշներն ըստ դիտակետերի:



Նկ. 33. Արձվանիկ գետի ջրերում Pb-ի պարունակության ցուցանիշներն 2008-2012թթ. ըստ դիտակետերի:



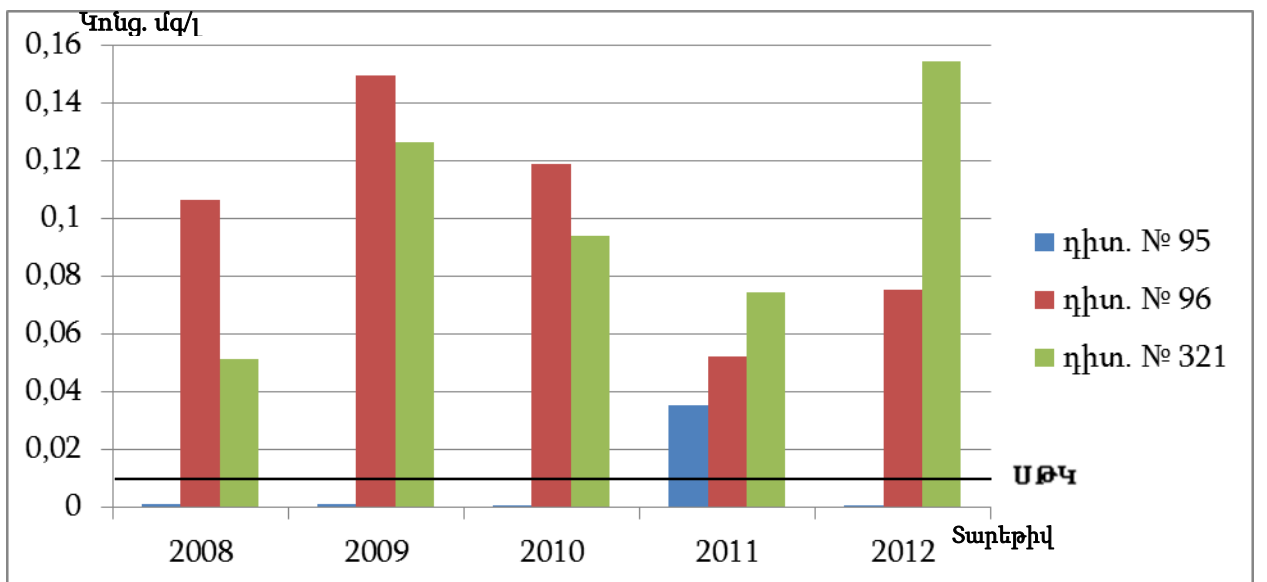
Նկ.34. Արձվանիկ գետի ջրերում Fe-ի պարունակության 2008-2012թթ. ցուցանիշներն ըստ դիտակետերի:



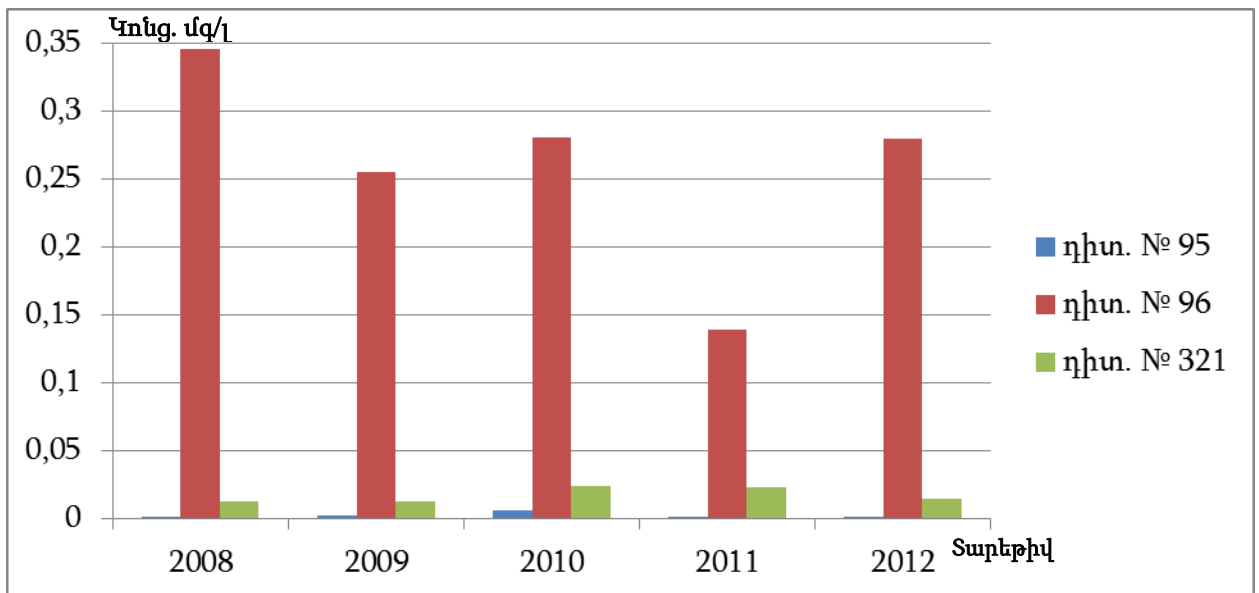
Նկ. 35. Արձվանիկ գետի ջրերում Mn-ի պարունակության 2008-2012թթ. ցուցանիշներն ըստ դիտակետերի:



Նկ. 36. Արժվանիկ գետի ջրերում Cu-ի պարունակության 2008-2012թթ. ցուցանիշներն ըստ դիտակետերի:



Նկ. 37. Արժվանիկ գետի ջրերում Zn-ի պարունակության 2008-2012թթ. ցուցանիշներն ըստ դիտակետերի:



Նկ. 38. Արծվանիկ գետի ջրերում Mo-ի պարունակության 2008-2012թթ. ցուցանիշներն ըստ դիտակետերի:

3.2 Հետազոտված գետերի ջրերի աղտոտվածությունը ծանր մետաղներով և դրանց հնարավոր տեղափոխումների և փոխակերպումների կախվածությունն առանձին ջրաքիմիական ցուցանիշներից

Ծանր մետաղների հիմնական ձևերի հարաբերությունը բնական ջրերում որոշվում է դրանց շարժունակությունը վերահսկող քիմիական ռեակցիաների առանձնահատկություններով: Հողի կողմից ծանր մետաղների պահման մեխանիզմին են վերաբերում փոխանակային ադսորբցիան կավերի և հումուսի մակերևույթին, հումուսի հետ կոմպլեքս միացությունների առաջացումը ալյումինի, երկաթի, մանգանի և այլն հիդրատացված օքսիդների ադսորբցիան, ինչպես նաև անլուծելի միացությունների առաջացումը, հատկապես վերականգնման դեպքում: Տվյալ պրոցեսների ուղղվածությունը և ինտենսիվությունը որոշվում է ինչպես ծանր մետաղների քիմիական հատկություններով, այնպես էլ հողի կազմով և հատկություններով, ինչպես նաև արտաքին միջավայրի գործոններով[138,139,140]:

Թափոններով և տարբեր բնույթի աղտոտիչներով աղտոտումը մեծ վնաս է հասցնում նաև Հայաստանի գետերին, որոնցից շատերի հոսքը ամառային ամիսներին խիստ կրճատվում է, այն դեպքում, երբ աղտոտիչ նյութերի խտությունն ու քանակը,

ընդհակառակը, բարձրանում է: Հանքարդյունաբերական թափոններով և ծանր մետաղներով առավել աղտոտված են Ողջի, Դեբեդ, Խալաջ, Աղստև, Հրազդան գետերը, իսկ կոյուղաջրերով և կենցաղային ու շինարարական թափոններով՝ գրեթե բոլոր գետերն ու ջրանցքները: Աղտոտված գետերի ջրերով մշակովի հողատարածքների ոռոգումը լուրջ վտանգ է ստեղծում նաև ոչ միայն հողերի ու խորքային ջրերի, այլև գյուղատնտեսական արտադրանքի էկոլոգիական անվտանգության համար: Հայաստանի առանձին վայրերում ոռոգումն իրականացվում է տարբեր ձեռնարկությունների տեխնոլոգիական հոսքաջրերով, որոնք ոչ միայն խիստ աղտոտված են այլ նաև ունեն ոռոգման նորմերին չհամապատասխանող հատկանիշներ և ոչ բնական ջերմաստիճան[39]:

Հարկ է նշել, որ այն հողերում, որտեղ աղտոտման մակարդակը գերազանցում է ծանր մետաղների ադսորբման ընդունակությանը, նստեցման և լուծման գործընթացները սկսում են ունենալ որոշիչ դեր: pH –ի 4-6 տիրույթում կադմիումի, ցինկի և պղնձի շարժունակությունն աէրոբ պայմաններում որոշվում է լուծույթի իոնական ուժով: Լուծվող օրգանական միացություններ ձևավորում են միայն թույլ կոմպլեքսները և ազդում են դրանց սորբցիայի վրա միայն pH 4-8 դեպքում [93, 141]:

Ջրածնի իոնների կոնցենտրացիայի մեծացումը բերում է կապարի թույլ լուծվող միացությունների անցմանն ավելի լավ լուծվող միացությունների և փոքրանում է կապարահումուսային կոմպլեքսների լուծելիությունը[142]:

Ցինկը թթվային լուծույթներից կլանվում է գերակշռորեն իոնափոխանակման միջոցով: $pH > 6,5$ դեպքում այդ տարրի սորբված քանակը գերազանցում է հողերի կողմից կատիոնների կլանման տարողունակությունը և արդյունքում նստում է ցինկի հիդրօքսիդը: Հաստատվել է հետևյալ օրինաչափությունը, որը բնորոշ է ծանր մետաղների մեծամասնությանը՝ ծանր մետաղների շարժուն միացությունների մասնաբաժինն առավելագույնն է ցածր օքսիդավերականգնիչ պոտենցիալի դեպքում[139]:

Առավել կարևոր ազդող ցուցանիշներից են համարվում լուծված թթվածնի, թթվածնային հագեցվածության և ջրածնային ցուցիչի մեծությունները, որոնցով է

մեծապես պայմանավորված ծանր մետաղների շարժունակությունը և միգրացիայի ընդունակությունը[91,139,143]:

Հետազոտված գետերի ջրերում ջրածնային ցուցիչի, լուծված թթվածնի և թթվածնային հագեցվածության ցուցանիշների 2008-2013թթ. միջինացված արժեքները ըստ դիտակետերի բերվում են աղյուսակներ 9-14-ում:

Դեբեդ գետի ջրերում ջրածնային ցուցիչը ուսումնասիրված տարիների ընթացքում առավելագույն արժեքն ունի 6-րդ դիտակետում 2012թ., լուծված թթվածնի ցուցանիշի առավելագույն արժեքը գրանցվել է 2009թ. 5-րդ դիտակետում, իսկ թթվածնային հագեցվածության ցուցանիշի առավելագույն արժեքը դիտվել է 7-րդ դիտակետում՝ 2010թ.:

Ախթալա գետի ջրերում ջրածնային ցուցիչը առավելագույն արժեքն է ունեցել 2010թ., նվազագույնը՝ 2013թ., լուծված թթվածնի ցուցանիշն առավելագույն արժեքն ունեցել է 2010թ., նվազագույնը՝ 2012թ., թթվածնային հագեցվածության ցուցանիշի առավելագույն արժեքը դիտվել է 2013թ., իսկ նվազագույնը՝ 2012թ.:

Շնող գետի ջրերում ջրածնային ցուցիչի, լուծված թթվածնի և թթվածնային հագեցվածության ցուցանիշներն առավելագույն արժեք են ունեցել 2010թ., իսկ նվազագույն արժեք՝ ջրածնային ցուցիչի ցուցանիշը ունեցել է 2009թ., լուծված թթվածնի և թթվածնային հագեցվածության ցուցանիշները՝ 2012թ.:

Գարգառ գետի ջրերում ջրածնային ցուցիչը 210 դիտակետում չի ուսումնասիրվել բոլոր տարիների ընթացքում, իսկ 342 դիտակետում՝ 2008թ.: 210 դիտակետում 2008թ. և 2009թ. լուծված թթվածինն ու թթվածնային հագեցվածությունը չեն ուսումնասիրվել, և առավելագույն արժեք ունեն 2013թ.: 342 դիտակետում 2008թ. նշված երեք ցուցանիշները չեն դիտարկվել: Այս դիտակետում ջրածնային ցուցիչի առավելագույն արժեքը գրանցվել է 2012թ., նվազագույնը՝ 2009թ.: Լուծված թթվածնի ցուցանիշը առավելագույն արժեքն ունի 2009թ., իսկ նվազագույնը՝ 2012թ.: Թթվածնային հագեցվածության ցուցանիշի առավելագույն արժեքը 2013թ. է, իսկ նվազագույնը՝ 2012թ.:

Ողջի գետի ջրերում ջրածնային ցուցիչի առավելագույն արժեքը գրանցվել է 93-րդ դիտակետում 2012թ., իսկ նվազագույնը՝ 91-րդ դիտակետում՝ 2011թ.: Լուծված

թթվածնի ցուցանիշի առավելագույն արժեքը դիտվել է 92-րդ դիտակետում 2012թ., նվազագույնը՝ 94-րդ դիտակետում՝ 2012թ.: Թթվածնային հագեցվածության ցուցանիշի առավելագույն արժեքը գրանցվել է 91-րդ դիտակետում՝ 2009թ., իսկ նվազագույնը՝ 92-րդ դիտակետում՝ 2012թ.:

Արժվանիկ գետի ջրերում ջրածնային ցուցիչի առավելագույն արժեքը դիտվել է 2010թ., նվազագույնը՝ 2008թ. 95-րդ դիտակետում: Լուծված թթվածինն ու թթվածնային հագեցվածությունը 323 դիտակետում չեն դիտարկվել: Լուծված թթվածնի և թթվածնային հագեցվածության ցուցանիշները առավելագույն արժեք ունեցել են 2009թ. 95-րդ, իսկ նվազագույն արժեք՝ 2012թ. 96-րդ դիտակետերում:

Աղյուսակ 9

Դեբեդ գետի ջրերում ջրածնային ցուցիչ (pH), լուծված թթվածնի (ԼԹ) և թթվածնային հագեցվածության(ԹՀ) ցուցանիշների 2008-2013թթ. միջինացված արժեքներն ըստ դիտակետերի:

Դիտ. №	Ցուցանիշ	Տարեթիվ					
		2008	2009	2010	2011	2012	2013
5	pH	8.1933	7.7758	8.2927	8.2150	8.2583	8.2117
	ԼԹ մգ/լ (ՍԹԿ>6)	9.5875	11.3267	9.2118	9.9175	9.0025	9.8883
	ԹՀ %	90.6417	97.65	88.8091	86.7417	80.3083	89.3000
6	pH	8.310	8.2050	8.3800	8.3042	8.4200	8.1855
	ԼԹ մգ/լ (ՍԹԿ>6)	10.0125	10.2050	10.2236	9.7442	8.9278	9.8264
	ԹՀ %	95.625	97.6500	92.0545	87.9500	79.278	92.5727
7	pH	8.2825	7.971	8.3627	8.2256	8.3136	8.1100
	ԼԹ մգ/լ (ՍԹԿ>6)	10.073	10.9770	10.95	9.6600	8.8272	10.5382
	ԹՀ %	93.933	99.5100	99.6636	91.0111	82.7909	99.2727

Աղյուսակ 10

Ախթալա գետի ջրերում ջրածնային ցուցիչ (pH), լուծված թթվածնի (LԹ) և թթվածնային հագեցվածության(ԹՀ) ցուցանիշների 2008-2013թթ. միջինացված արժեքներն ըստ դիտակետերի:

Դիտ. №	Ցուցանիշ	Տարեթիվ					
		2008	2009	2010	2011	2012	2013
14	pH	7.985	7.8830	8.0718	7.9150	7.9514	7.8689
	LԹ մգ/լ (ՍԹԿ>6)	8.9575	10.2142	10.7591	9.6017	8.5457	10.6778
	ԹՀ %	90.958	96.1333	97.5091	88.5417	81.1000	98.5444

Աղյուսակ 11

Գարգառ գետի ջրերում ջրածնային ցուցիչ (pH), լուծված թթվածնի (LԹ) և թթվածնային հագեցվածության(ԹՀ) ցուցանիշների 2008-2013թթ. միջինացված արժեքներն ըստ դիտակետերի:

Դիտ. №	Ցուցանիշ	Տարեթիվ					
		2008	2009	2010	2011	2012	2013
210	pH	-	-	-	-	-	-
	LԹ մգ/լ (ՍԹԿ>6)	-	-	10.8925	10.3150	9.1633	11.2175
	ԹՀ %	-	-	70.3364	93.5125	79.8833	93.725
342	pH	-	7.9550	8.0138	8.3600	8.3800	8.2278
	LԹ մգ/լ (ՍԹԿ>6)	-	10.6350	10.4838	9.1875	8.1233	10.3789
	ԹՀ %	-	89.28	87.0063	91.5750	77.8500	96.8889

Աղյուսակ 12

Շնող գետի ջրերում ջրածնային ցուցիչ (pH), լուծված թթվածնի (LԹ) և թթվածնային հագեցվածության(ԹՀ) ցուցանիշների 2008-2013թթ. միջինացված արժեքներն ըստ դիտակետերի:

Դիտ. №	Ցուցանիշ	Տարեթիվ					
		2008	2009	2010	2011	2012	2013
343	pH	-	7.4091	8.9200	8.2490	8.3500	8.1038
	LԹ մգ/լ (ՍԹԿ>6)	-	9.1490	10.0070	8.7300	7.2929	9.0675
	ԹՀ %	-	87.8167	90.5900	83.8900	71.5000	83.2625

Աղյուսակ 13

Արծվանիկ գետի ջրերում ջրածնային ցուցիչ (pH), լուծված թթվածնի (LԹ) և թթվածնային հագեցվածության(ԹՀ) ցուցանիշների 2008-2012թթ. միջինացված արժեքներն ըստ դիտակետերի:

Դիտ. №	Ցուցանիշ	Տարեթիվ				
		2008	2009	2010	2011	2012
95	pH	6.8291	8.1667	8.45	8.3667	8.3600
	LԹ մգ/լ (ՍԹԿ>6)	9.4533	11.7633	9.8350	9.1733	8.9625
	ԹՀ %	88.6444	100.5667	89.5000	98.0333	77.8750
96	pH	8.0691	7.9633	8.0255	7.8275	7.1936
	LԹ մգ/լ (ՍԹԿ>6)	8.4036	9.175	8.9909	8.1763	6.3209
	ԹՀ %	83.6909	90.0083	87.9091	81.8500	64.6636
323	pH	8.0609	7.8275	7.9691	7.9463	8.0033

Ողջի գետի ջրերում ջրածնային ցուցիչ (pH), լուծված թթվածնի (ԼԹ) և թթվածնային հագեցվածության(ԹՀ) ցուցանիշների 2008-2012թթ. միջինացված արժեքներն ըստ դիտակետերի:

Դիտ. №	Ցուցանիշ	Տարեթիվ				
		2008	2009	2010	2011	2012
91	pH	7.7427	7.6918	8.0145	7.5433	8.2817
	ԼԹ մգ/լ (ՍԹԿ>6)	10.6764	12.4482	10.6564	10.2500	8.7675
	ԹՀ %	91.5091	100.5727	88.2818	85.1011	69.0250
92	pH	8.0545	7.79991	8.1336	7.8700	8.1167
	ԼԹ մգ/լ (ՍԹԿ>6)	8.9536	10.4627	9.4818	8.6445	13.0975
	ԹՀ %	83.7727	90.9000	81.3727	72.5909	66.9083
93	pH	8.2863	8.0308	8.2236	8.1040	8.2925
	ԼԹ մգ/լ (ՍԹԿ>6)	9.8845	11.0442	10.1064	10.7800	8.1225
	ԹՀ %	91.1455	99.03667	91.3091	88.7500	72.7083
94	pH	8.1700	7.9217	8.1209	7.9418	8.0082
	ԼԹ մգ/լ (ՍԹԿ>6)	9.7373	10.3033	9.0782	9.1082	7.9727
	ԹՀ %	91.1000	96.5750	86.7091	85.5636	72.8

Որոշվել են ջրածնային ցուցիչ-լուծված թթվածին և ջրածնային ցուցիչ-թթվածնային հագեցվածություն կախվածությունների կորելացիոն գործակիցները: Դրանց արժեքներն ըստ դիտակետերի բերված են աղյուսակ 15-ում:

Աղյուսակ 15

Ջրածնային ցուցիչ-լուծված թթվածին և ջրածնային ցուցիչ-թթվածնային հագեցվածություն կախվածությունների կորելացիոն գործակիցներն ըստ դիտակետերի:

Կորելացիոն գործակից Դիտակետ	ՋՑ-ԼԹ	ՋՑ-ԹՀ
5	0.69066	-0.18398
6	0.58526	-0.24811
7	0.6810	-0.37071
14	0.91972	-0.10804
210	-0.7964	0.14795
342	-0.84957	-0.20168
343	0.20456	-0.00407
91	-0.63246	-0.7088
92	0.29656	-0.4167
93	-0.81719	-0.66148
94	-0.81474	-0.87168
95	0.06884	0.06324
96	0.93775	0.94581
321	-0.52428	-0.42001

Մետաղ-լուծված թթվածին կախվածության կորելյացիոն գործակիցներն ըստ դիտակետերի:

Me Դիտ.	Cr	As	Cd	Pb	Fe	Mn	Cu	Zn	Mo
5	-0.339	-0.241	0.519	-0.646	-0.769	-0.267	-0.242	-0.877	0.074
6	-0.352	-0.029	0.432	-0.517	0.476	0.249	0.437	0.408	-0.121
7	-0.350	-0.451	0.274	-0.718	-0.797	-0.656	-0.676	-0.173	0.052
14	-0.322	-0.086	-0.251	-0.770	-0.533	-0.579	-0.923	-0.623	0.309
210	-0.061	-0.061	-	-0.061	-0.038	0.339	0.456	0.602	-0.279
342	0.149	-0.688	0.373	0.373	0.141	0.366	0.373	0.374	0.364
343	-0.107	-0.416	-0.067	-0.752	-0.412	-0.162	-0.386	0.046	-0.769
91	-0.022	-0.172	-0.396	0.511	-0.413	0.347	-0.354	0.481	0.629
92	0.829	-0.474	-0.392	-0.845	-0.645	0.049	-0.336	0.185	0.056
93	0.160	0.428	-0.505	-0.951	0.039	-0.143	0.345	0.332	0.162
94	0.227	-0.057	0.852	0.593	-0.826	0.012	-0.549	-0.442	-0.824
95	0.514	0.245	-0.330	-	-0.103	-0.039	-0.069	-0.321	0.164
96	0.323	0.678	0.622	-0.815	-0.193	0.287	0.451	0.651	-0.016
321	-0.224	-0.586	0.024	-0.279	-0.835	0.320	0.229	0.102	-0.712

Մետաղ-թթվածնային հագեցվածության կախվածության կորեկյացիոն գործակիցներն ըստ դիտակետերի:

Me Դիտ.	Cr	As	Cd	Pb	Fe	Mn	Cu	Zn	Mo
5	-0.258	-0.241	0.519	-0.646	-0.769	-0.267	-0.242	-0.877	-0.202
6	-0.193	-0.077	0.663	-0.260	0.191	0.004	0.204	0.275	0.108
7	-0.355	-0.404	0.209	-0.782	-0.827	-0.689	-0.686	-0.229	-0.035
14	-0.294	-0.223	-0.321	-0.482	-0.209	-0.563	-0.885	-0.379	0.406
210	0.536	0.536	-	0.536	-0.777	-0.769	-0.738	-0.674	-0.920
342	-0.042	-0.097	-0.121	-0.121	-0.291	-0.127	-0.121	-0.120	-0.129
343	-0.017	-0.509	0.037	-0.793	-0.478	-0.297	-0.483	-0.097	-0.749
91	-0.064	-0.373	-0.288	0.562	-0.495	0.2231	-0.515	0.367	0.445
92	0.037	0.346	0.305	0.664	0.717	-0.360	0.035	0.650	0.650
93	0.388	0.556	-0.311	-0.785	0.332	-0.040	0.3912	0.138	0.019
94	0.146	-0.035	0.867	0.591	-0.846	-0.068	-0.580	-0.468	-0.877
95	-0.027	-0.437	0.444	-	-0.773	-0.360	0.629	0.456	-0.085
96	0.314	0.665	0.619	-0.814	-0.190	0.299	0.451	0.628	-0.033
321	-0.863	-0.475	0.599	-0.473	-0.877	0.169	-0.476	-0.550	-0.117

Մետաղ-ջրածնային ցուցիչ կախվածության կորելյացիոն գործակիցներն ըստ դիտակետերի:

Me Դիտ.	Cr	As	Cd	Pb	Fe	Mn	Cu	Zn	Mo
5	0.221	0.195	-0.589	0.349	0.439	0.194	0.165	0.439	0.439
6	0.455	-0.077	0.663	-0.260	0.190	0.004	0.204	-0.085	0.137
7	0.297	0.522	-0.727	0.420	0.538	0.113	0.117	-0.519	-0.674
14	-0.081	-0.274	0.328	-0.285	0.106	-0.330	-0.208	-0.252	-0.698
210	-0.135	-0.135	-	-0.135	-0.678	-0.861	-0.884	-0.753	-0.028
342	-0.078	0.888	-0.497	-0.497	-0.299	-0.490	-0.496	-0.497	-0.489
343	0.103	0.597	0.044	0.484	0.749	0.801	0.828	0.989	-0.447
91	0.351	0.547	0.267	-0.858	0.356	0.152	0.506	0.289	0.009
92	-0.088	0.534	-0.256	-0.530	-0.433	-0.666	-0.009	-0.696	0.333
93	0.259	0.148	0.731	0.913	0.488	0.586	0.247	0.002	0.039
94	0.092	-0.204	-0.911	-0.611	0.629	0.199	0.365	0.476	0.995
95	-0.666	-0.511	0.272	-	0.186	0.244	0.234	0.260	0.299
96	0.071	0.764	0.718	-0.653	0.045	0.457	0.646	0.506	0.107
321	-0.042	0.994	-0.077	-0.552	0.512	0.615	0.163	-0.408	-0.042

Որոշվել են նաև ուսումնասիրված մետաղների հետ լուծված թթվածնի, թթվածնային հագեցվածության և ջրածնային ցուցիչի կախվածությունների կորելյացիոն գործակիցները: Մետաղի պարունակության (կոնցենտրացիայի) և լուծված թթվածնի(LԹ), թթվածնային հագեցվածության (ԹՀ) և ջրածնական ցուցիչի (pH) միջև կորելացիոն գործակիցների արժեքներն ըստ դիտակետերի բերվում են աղյուսակներ 16-18-ում.

-դրական արժեքի դեպքում դրանց ուղղակի կախվածությունները,

-բացասական արժեքի դեպքում՝ հակադարձ կախվածությունները:

Մետաղ-լուծված թթվածին կախվածության կորելացիոն գործակիցները դրական արժեք ունեն № 5 դիտակետից վերցրած ջրանմուշներում Cd-ի և Mo-ի, № 6 դիտակետից՝ Cd-ի, Fe-ի, Mn-ի, Cu-ի, Zn-ի, № 7 դիտակետից՝ Cd-ի, Mo-ի, № 14 դիտակետից՝ միայն Mo-ի, № 210 դիտակետից՝ Mn-ի, Cu-ի, Zn-ի, № 342 դիտակետից՝ Cr-ի, Cd-ի, Pb-ի, Fe-ի, Mn-ի, Cu-ի, Zn-ի, Mo-ի, № 343 դիտակետից՝ միայն Zn-ի, № 91 դիտակետից՝ Pb-ի, Mn-ի, Zn-ի, Mo-ի, № 92 դիտակետից՝ Cr-ի, Mn-ի, Zn-ի, Mo-ի, № 93 դիտակետից՝ Cr-ի, As-ի, Fe-ի, Cu-ի, Zn-ի, Mo-ի, № 94 դիտակետից՝ Cr-ի, Cd-ի, Pb-ի, Mn-ի, № 95 դիտակետից՝ Cr-ի, As-ի, Mo-ի, № 96 դիտակետից՝ Cr-ի, As-ի, Cd-ի, Mn-ի, Cu-ի, Zn-ի, № 321 դիտակետից՝ Cd-ի, Mn-ի, Cu-ի, Zn-ի համար:

Մետաղ-թթվածնային հագեցվածություն կախվածության կորելացիոն գործակիցները դրական արժեք ունեն № 5 դիտակետից վերցրած ջրանմուշներում Cd-ի, № 6 դիտակետից՝ Cd-ի, Fe-ի, Mn-ի, Cu-ի, Zn-ի, Mo-ի, № 7 դիտակետից՝ Cd-ի, № 14 դիտակետից՝ Mo-ի, № 210 դիտակետից՝ Cr-ի, As-ի, Pb-ի, № 342 դիտակետից՝ ոչ մի մետաղի, № 343 դիտակետից՝ Cd-ի, № 91 դիտակետից՝ Pb-ի, Mn-ի, Zn-ի, Mo-ի, № 92 դիտակետից՝ բոլոր ուսումնասիրված մետաղների, № 93 դիտակետից՝ Cr-ի, As-ի, Fe-ի, Cu-ի, Zn-ի, Mo-ի, № 94 դիտակետից՝ Cr-ի, Cd-ի, Pb-ի, № 95 դիտակետից՝ Cd-ի, Cu-ի, Zn-ի, № 96 դիտակետից՝ Cr-ի, As-ի, Cd-ի, Mn-ի, Cu-ի, Zn-ի, № 321 դիտակետից՝ Cd-ի, Mn-ի համար:

Մետաղ-ջրածնային ցուցիչ կախվածության կորելացիոն գործակիցները բացասական արժեք ունեն № 5 դիտակետից վերցրած ջրանմուշներում Cd-ի, № 6

դիտակետից՝ As-ի, Pb-ի, Zn-ի, № 7 դիտակետից՝ Cd-ի, Zn-ի, Mo-ի, № 14 դիտակետից՝ Cr-ի, As-ի, Pb-ի, Mn-ի, Cu-ի, Zn-ի Mo-ի, № 210 դիտակետից՝ ուսումնասիրված ոչ մի մետաղի, № 342 դիտակետից՝ Cr-ի, Cd-ի, Pb-ի, Fe-ի, Mn-ի, Cu-ի, Zn-ի, Mo-ի, № 343 դիտակետից՝ Mo-ի, № 91 դիտակետից՝ ուսումնասիրված ոչ մի մետաղի, № 92 դիտակետից՝ Cd-ի, Pb-ի, Fe-ի, Mn-ի, Cu-ի, Zn-ի, № 93 դիտակետից՝ ոչ մի ուսումնասիրված մետաղի, № 94 դիտակետից՝ As-ի, Cd-ի, Pb-ի, № 95 դիտակետից՝ Cr-ի, As-ի, № 96 դիտակետից՝ ուսումնասիրված ոչ մի մետաղի, № 321 դիտակետից՝ Cr-ի, Cd-ի, Pb-ի, , Zn-ի, Mo-ի համար:

Ջրածնային ցուցիչ-լուծված թթվածին կախվածության կորելացիոն գործակիցները դրական արժեք ունեն № 5, №6, № 7, № 14 դիտակետերից վերցրած ջրանմուշներում՝ Դեբեդի ջրաէկոհամակարգում և № 92, № 95, № 96 դիտակետերից՝ Ողջիի ջրաէկոհամակարգում:

Մետաղ-լուծված թթվածին, մետաղ-թթվածնային հագեցվածություն, մետաղ-ջրածնային ցուցիչ կախվածություններն ամենից շատ ունեն բացասական արժեքներ, այսինքն մետաղի կոնցենտրացիայի և լուծված թթվածնի, թթվածնային հագեցվածության և ջրածնային ցուցիչի մեծությունների միջև հակադարձ համեմետական կախվածություն ունեն ուսումնասիրված մետաղների գերակշռող մասը:

Այս կորելացիոն կախվածություններն ունեն տարաբնույթ պատկեր նաև, այսպես կոչված ծանր մետաղներով „համազարկային” աղտոտումների պատճառով: Օրինակ, Դեբեդ գետի №8 դիտակետում 2008թ. նկատվել է քրոմի, 2009թ.՝ կադմիումի, 2012թ.՝ երկաթի և պղնձի, 2012թ., 2013թ. ցինկի, №5 դիտակետում 2011թ.՝ արսենի և մանգանի, №6 դիտակետում 2008թ.՝ մոլիբդենի „համազարկային” աղտոտումներ:

Ախթալա, Շնող, Գարգառ գետերի №14 դիտակետում 2008թ. քրոմի 2011թ. արսենի, 2010թ., 2012թ., 2013թ. կադմիումի „համազարկային” աղտոտումներ: Նույն դիտակետում դիտվել է կապարի „համազարկային” աղտոտումներ 2008թ., 2009թ., 2011թ., 2012թ. և 2013թ.: Ուսումնասիրության ողջ ընթացքում №14 դիտակետում բարձր է եղել մանգանի, պղնձի, ցինկի պարունակությունը, որը, ամենայն հավանականությամբ, երկրաքիմիական բարձր ֆոն է: №14 դիտակետում 2008թ.

խիստ բարձր է եղել երկաթի, №342 դիտակետում 2010թ.' մոլիբդենի պարունակությունները:

Ողջի գետի №94 դիտակետում 2008-2012թթ. խիստ բարձր է եղել մանգանի, պղնձի, ցինկի, Արծվանիկ և Ողջի գետերի 2009թ. №96 դիտակետում՝ քրոմի, , 2008-2012թթ. ընթացքում արսենի', 2012թ. №94 դիտակետում՝ մոլիբդենի, №14 դիտակետում 2008-2011թթ.' կադմիումի և 2008-2012թթ.' մոլիբդենի, իսկ №321 դիտակետում 2008-2012թթ. պղնձի պարունակությունները:

3.3 Ծանր մետաղների տեղափոխումը հող-ջուր-բույս համակարգերում

Ծանր մետաղների պարունակությունը բույսերում և հողում պայմանավորված է տարբեր գործոններով՝ հողի ֆիզիկաքիմիական և մեխանիկական հատկություններով (էդոֆիկ գործոն), մայր ապարի քիմիական կազմով, կլանող կոմպլեքսներով, հողի տիպով և դրանով պայմանավորված էլեկտրահաղորդականությամբ, հողից բույսի մեջ մետաղների անցման բաղադրիչներով, օդերևութաբանական գործոններով, հոսքաջրերով, տեղումներով, մարդածին ազդեցության գործոնով, բույսի առանձնահատկություններով [25,6061]:

Ծանր մետաղների միացությունները հողում ենթարկվում են փոխարկումների, որոնց արդյունքում առանձին տարրեր դառնում են բույսերի համար մատչելի, իսկ օրգանական նյութերով հարուստ հողերում՝ անմատչելի: Հողում ծանր մետաղների փոխարկումները տեղի են ունենում հետևյալ փուլերով.

- ծանր մետաղների օքսիդների վերափոխում հիդրօքսիդների (կարբոնատներ, հիդրոկարբոնատներ),
- հիդրօքսիդների լուծում և հողի պինդ ֆազի կողմից ծանր մետաղների կատիոնների ադսորբցիա,
- հողի օրգանական նյութերի հետ ծանր մետաղների ֆոսֆատների և նրանց միացությունների առաջացում[39]:

Վայրի ուտելի բանջարաբույսերում գերակայող են երկաթ, ցինկ, պղինձ, մանգան, նիկել, կապար մետաղները: Դրանց պարունակությունը տատանվում է՝ կախված նմուշառման վայրի հողերում եղած նշված մետաղների քանակությունից:

Ծանր մետաղների մուտքի չափը հողից բույսի տարբեր օրգաններ սովորաբար մեծ չէ: Հարկ է նշել, որ վայրի բանջարային բույսերում ծանր մետաղների պարունակությունը բարձր է: Ծանր մետաղների պարունակությունը բույսերի տարբեր օրգաններում աճում է հետևյալ կարգով.

$$\xrightarrow{\text{արմատ-ցողուն-տերև-պտուղ}} \text{ծանրմետաղների պարունակությունը, \%}$$

Վայրի ուտելի բանջարաբույսերում ծանր մետաղների աճը դրսևորվում է հետևյալ կերպ. ավելուկ՝ $\text{Fe} < \text{Zn} < \text{Mn} < \text{Cu} < \text{Cr}$, եղինջ՝ $\text{Fe} < \text{Mn} < \text{Zn} < \text{Cu}$, փիփերթ՝ $\text{Fe} < \text{Mn} < \text{Zn} < \text{Ni} < \text{Cu}$ [60-63]:

Ծանր մետաղների պարունակությունը վայրի ուտելի բանջարաբույսերում փոփոխվում է կախված տեղանքի ծովի մակարդակից ունեցած բարձրությունից, դրա մեծանալու հետ ծանր մետաղների քանակությունը նվազում է [39]:

Դեբեդ գետի ափամերձ տարածքում աճող որոշ բույսերում և հողում ծանր մետաղների պարունակությունները բերված են աղյուսակներ 19-22-ում:

Աղյուսակ 19

Դեբեդ գետի ափամերձ տարածքի երկտուն եղինջում տարբեր ծանր մետաղների պարունակությունը 2010թ.:

Me	Fe	Mn	Zn	Cu	Cr	Mo	Cd	Pb	As
[Me], մգ/կգ	76.2	64.1	54.9	26.3	8.7	6.9	4.8	9.8	0.86

Աղյուսակ 20

Դեբեդ գետի ափամերձ տարածքի երկտուն եղինջում տարբեր ծանր մետաղների պարունակությունը 2012թ.:

Me	Fe	Mn	Zn	Cu	Cr	Mo	Cd	Pb	As
[Me], մգ/կգ	559	84.1	59.4	32.8	11.2	8.5	7.3	8.2	0.43

Հետազոտված ծանր մետաղների ՍԹԿ-երը դիտարկված բույսերում բերված են աղ.21-ում :

Աղյուսակ 21

Դեբեդ գետի ափամերձ տարածքի ավելուկում, եղինջում, փիփերթում, սիբեխում ծանր մետաղների պարունակությունը՝ որոշված 2011թ.:

Me	Cd	Pb	Cu	Zn	Fe	Ni	Cr
ՍԹԿ, մկ/կգ	0.03	0.50	10.0	10.0	50.0	0.5	0.20
Ավելուկ	2.41	7.8	22.3	83.1	95.6	10.9	17.1
Սիբեխ	0.75	6.2	24.1	187.2	108.1	13.2	12.1
Փիփերթ	0.79	0.98	14.1	26.1	531.2	3.47	5.62
Եղինջ	0.13	0.78	23.4	20.1	993.5	3.67	4.16

Աղյուսակ 22

Դեբեդ գետի ափամերձ տարածքի հողում ծանր մետաղների պարունակությունը:

Me	Cr	Fe	Cu	Zn	Mo	Pb	Ni	Cd	Mn
[Me], մգ/կգ	142.6	34020.0	86.1	67.6	0.92	7.8	8.6	1.01	809.6

Աղյուսակ 23

Ախթալա գետի № 14 դիտակետի ջրերի նմուշներում, ափամերձ հողում և երկտուն եղինջում տարբեր ծանր մետաղների պարունակությունը 2012թ. հուլիս ամսին (միջինացված արժեքներով):

Me	Fe	Mn	Zn	Cu	Cr	Mo	Cd	Pb	As
Ջրում, մգ/լ	3,610	0,467	4,358	0,488	0.003	0.010	0.031	0.0034	0.00
Հողում, մգ/կգ	32030.0	796.2	62.3	91.2	152.6	0.89	1.2	8.34	12.43
Բույսում, մգ/կգ	76.2	64.1	54.9	26.3	8.7	6.9	4.8	9.8	0.86

Շնող գետի № 342 դիտակետի ջրերի նմուշներում, ասիամերձ հողում և երկտուն եղինջում տարբեր ծանր մետաղների պարունակությունը 2012թ. հուլիս ամսին (միջինացված արժեքներով):

Me	Fe	Mn	Zn	Cu	Cr	Mo	Cd	Pb	As
Ջրում, մգ/լ	0,195	0.005	0.002	0.002	0.001	0.003	0	0	0.001
Հողում, մգ/կգ	31070.0	698.2	59.8	89.3	163.8	0.91	1.4	8.63	13.6
Բույսում, մգ/կգ	5559	84.1	59.4	32.8	11.2	8.5	7.3	8.2	0.43

Ծանր մետաղները վտանգավոր են այնքանով, որ ընդունակ են կուտակվել կենդանի օրգանիզմներում, ներառելով մետաբոլիտային ցիկլերը, առաջացնել բարձր տոքսիկությամբ մետաղօրգանական միացություններ, փոփոխել իրենց գոյության ձևերը բնական մեկ միջավայրից մյուսին անցնելիս, առանց կենսաբանական քայքայման ենթարկվելու: Ծանր մետաղների շարքում առաջնահերթ աղտոտիչներ են համարվում կապարը, կադմիումը, ցինկը, սնդիկը, պղինձը նրանով, որ դրանց տեխնաժին կուտակումը շրջակա միջավայրում ընթանում է հարաճուն տեմպերով: Մետաղների այդ խումբն ունի նաև մեծ ընդունակություն ֆիզիոլոգիապես կարևոր օրգանական միացություններին կապվելու: Նշված մետաղները դասվում են շրջակա միջավայրի սթրեսի ինդիկատոր-նյութերի կրիտիկական խմբին[52,56,57]:

Հետազոտվել են քրոմ, կապար, կադմիում մետաղների պարունակությունը տարբեր գետերի, ջրամբարների և ջրանցքների ջրերում, դրանց հատակային նստվածքագոյացումներում և առափնյա բույսերում: Ցույց է տրվել ջուր→հատակային նստվածքագոյացումներ→բույս ծանր մետաղների միգրացիան և բույսի մեջ դրանց կուտակման մեծությունները: Տվյալները բերված են աղ. 25-28-ում: Որպես առափնյա բույս ընտրվել է օշինդրը, որն աճում է հետազոտված բոլոր ջրային օբյեկտների առափնյա տարածքներում:

Աղյուսակ 25

Ծանր մետաղների պարունակությունը Հրազդանի ջրամբարի ջրի, հատակային նստվածքագոյացումների և առափնյա աճող օշինդրի նմուշներում(2013թ.):

Me	Ջուր, մգ/լ	Հատակային նստվածքագոյացումներ, մգ/կգ	Օշինդր, մգ/կգ
Cr	0.011	1.2	0.23
Pb	0.16	80	50
Cd	0.008	0.15	0.02

Աղյուսակ 26

Ծանր մետաղների պարունակությունն Ախուրյանի ջրամբարի ջրի, հատակային նստվածքագոյացումների և առափնյա աճող օշինդրի նմուշներում(2013թ.):

Me	Ջուր, մգ/լ	Հատակային նստվածքագոյացումներ, մգ/կգ	Օշինդր, մգ/կգ
Cr	0.035	60	18
Pb	0.2	62	50
Cd	0.009	8	5

Աղյուսակ 27

Ծանր մետաղների պարունակությունն «Արգինա» ոռոգման ջրանցքի ջրի, հատակային նստվածքագոյացումների և առափնյա աճող օշինդրի նմուշներում(2013թ.):

Me	Ջուր, մգ/լ	Հատակային նստվածքագոյացումներ, մգ/կգ	Օշինդր, մգ/կգ
Pb	0.11	50	65
Cd	0.0	12	5

Ծանր մետաղների պարունակությունը Սևջուր գետի ջրի, հատակային նստվածքագոյացումների և առափնյա աճող օշինդրի նմուշներում (2013թ.):

Me	Ջուր, մգ/լ	Հատակային նստվածքագոյացումներ, մգ/կգ	Օշինդր, մգ/կգ
Cr	0.00567	0,0778	17,2
Pb	0.00269	0,0266	6,9
Cd	0.00017	0,0	18,3

5 և 26 աղյուսակների տվյալներից երևում է, որ ուսումնասիրված ծանր մետաղների պարունակությունը առավել բարձր է հատակային նստվածքագոյացումներում, այնուհետև բույսի նմուշում, ապա ջրում:

Աղյուսակ 27-ի տվյալները ցույց են տալիս, որ կապարի պարունակությունը ավելի բարձր է բույսի նմուշում, իսկ կադմիումինը՝ հատակային նստվածքագոյացումներում:

Աղյուսակ 28-ում բերված տվյալներից երևում է, որ բոլոր ուսումնասիրված մետաղների պարունակությունները բարձր են բույսերի նմուշներում:

25-28 աղյուսակներում բերված տվյալներից երևում է, որ քրոմի պարունակությունն առավելագույնն է եղել Ախուրյանի ջրամբարի ջրի, հատակային նստվածքագոյացումների և օշինդրի նմուշներում: Կապարի առավելագույն պարունակությունը դիտվել է Ախուրյանի ջրամբարի ջրի, Հրազդանի ջրամբարի հատակային նստվածքագոյացումների և «Արգինա» ոռոգման ջրանցքի առափնյա աճող օշինդրի նմուշներում: Կադմիումի պարունակությունը համեմատաբար բարձր է Ախուրյանի ջրամբարի ջրի, «Արգինա» ոռոգման ջրանցքի հատակային նստվածքագոյացումների և Սևջուր գետի ջրի առափնյա աճող օշինդրի նմուշներում[143]:

Տեղումները նույնպես կարող են հանդես գալ որպես օդի մաքրության յուրահատուկ ցուցիչ, քանի որ իրենց մեջ կուտակում են մթնոլորտ արտանետվող բոլոր նյութերը:

Ծանր մետաղներով աղտոտումը պայմանավորված է նաև մթնոլորտային տեղումներով: Տեղումները օգտակար են միայն այն դեպքում, երբ մաքուր են, քանի որ նրանցում պարունակվող վնասակար նյութերը հեշտությամբ կարող են անցնել մարդու օրգանիզմ: Անձրևաջրի կաթիլը անցնելով մթնոլորտով «մաքրում» է մթնոլորտի այդ հատվածը, իր մեջ հավաքելով այնտեղ արտանետված վնասակար նյութերը: Ցույց է տրվել Երևան քաղաքում մթնոլորտային տեղումների աղտոտումը տարեկան միջինացված տվյալներով՝ քրոմ, կադմիում, կապար, նիկել մետաղների օրինակով միջոցով (աղ. 29)[144,145]:

Աղյուսակ 29

2009-2013թթ. Երևանի քաղաքի մթնոլորտային տեղումներում ծանր մետաղների (քրոմ, կադմիում, կապար, նիկել) պարունակությունը (բերվում են տարեկան միջինացված տվյալները):

Տարի \ Me	Cr, մգ/լ	Cd, մգ/լ	Pb, մգ/լ	Ni, մգ/լ
2009	0,0007	0,0007	0,0017	0,0017
2010	0,0001	0,0001	0,003	0,0019
2011	0,00015	0,0001	0,0035	0,0016
2012	0,00019	0,0002	0,0039	0,0014
2013	0,00022	0,0003	0,0015	0,0019

Հող-ջուր-բույս ուղղությամբ ծանր մետաղների տեղափոխումը ցույց տալու նպատակով ուսումնասիրվել են ՀՀ տարբեր գինու գործարանների արտադրանքները (աղ. 30): Խաղողի ընտրությունը հիմնավորվում է նրանով, որ խաղողի մոտ ծանր մետաղների պարունակությունը փոխվում է հետևյալ կարգով. հող-ջուր-արմատ-ցողուն-տերև-պտուղ:

Աղյուսակ 30

Կադմիումի և կապարի պարունակությունն «Արփա-Ալկո», «Իջևանի» և «Պռոշյանի» գործարանի գինիներում (2013թ.):

Նմուշի անվանումը	Cd, մգ/լ	Pb, մգ/լ
Խաղողի կիսաքաղցր, «Արփա-Ալկո»	0.012	0.11
Խաղողի դառը, «Արփա-Ալկո»	0.009	0.051
Սպիտակ խաղողի դառը, «Արփա-Ալկո»	0.005	0.02
Խաղողի դառը, «Իջևան»	0.0028	0.098
Խաղողի կիսաքաղցր, «Իջևան»	0.0045	0.12
Խաղողի սպիտակ, «Իջևան»	0.009	0.025
Խաղողի դառը, «Պռոշյան»	-	0.11
Խաղողի կագոր, «Պռոշյան»	0.01	0.12

Աղյուսակ 30-ի արդյունքներից երևում է, որ կադմիումի առավելագույն քանակություն եղել է Խաղողի կիսաքաղցր, «Արփա-Ալկո» տեսակի գինու մեջ, իսկ Խաղողի դառը, «Պռոշյան» տեսակի մեջ չի հայտնաբերվել: Կապարի պարունակությունը բարձր է եղել Խաղողի կագոր, «Պռոշյան» և Խաղողի կիսաքաղցր, «Իջևան» տեսակների մեջ, իսկ նվազագույն քանակությունը գրանցվել է Սպիտակ խաղողի դառը, «Արփա-Ալկո» տեսակի մեջ:

3.3.1 Սնդիկի շրջապատույտը շրջակա միջավայրի տարբեր օբյեկտներում

Սնդիկը շրջապատն աղտոտող ամենավտանգավոր և բարձր թունավորությամբ տարրերից մեկն է, որը ընդունակ է կուտակվելու բույսերի մեջ, մարդու և կենդանիների օրգանիզմում, այսինքն՝ հանդիսանում է կոմույալատիվ ազդեցության թույն: Գրեթե

բոլոր երկրներում սնդիկը մտնում է այն քիմիական նյութերի «սև ցուցակի» մեջ, որոնք ենթակա են հատուկ էկոլոգիական և հիգիենիկ վերահսկողության: Այն տարբեր արտադրությունների կենցաղային և արդյունաբերական թափոնների տիպիկ բաղադրիչ մաս է: Աղբանոցների շրջակա միջավայրում սնդիկի մակարդակը միշտ բարձր է: Ինչպես հայտնի է հողը կուտակելով աղտոտող նյութերը նրանց ազդեցությունը արտացոլում է տարիների ընթացքում[37]:

Քանի որ ՄԱԿ-ը հայտարարում է 21-րդ դարի երկրորդ տասնամյակը շրջակա միջավայրի օբյեկտներում, սննդամթերքում, մարդու կողմից օգտագործվող բոլոր միջոցներում, սարքերում, աղբում սնդիկից ձերբազատման տարիներ, ատենախոսությունում հատուկ ուշադրություն է դարձվել ՀՀ տարբեր շրջաններում բնական ջրերում, հողերում, սննդում օգտագործվող վայրի բույսերում և գյուղատնտեսական կուլտուրաներում, սնկերում, ձկներում սնդիկի պարունակությանը, դրա դինամիկ փոփոխություններին, էկզոգեն և էնդոգեն ծագման աղբյուրներին, կուտակման հնարավորություններին[18,20]:

Մեր կողմից որոշվել է սնդիկի պարունակությունը ՀՀ տարբեր շրջանների հողերի, ջրերի և բույսերի տարբեր նմուշներում: Որպես ուսումնասիրման օբյեկտ ընտրվել են Աշտարակ քաղաքի և Մասիսի շրջանի Դարակերտ գյուղի տարածաշրջաններից վերցված հողերը, այդ հողատարածքները ոռոգող ջրերը և տվյալ հողատարածքի վրա աճող որոշ բուսատեսակներ: Հատուկ ուշադրություն է դարձվել մարդու սննդում օգտագործվող մթերքներում սնդիկի պարունակությանը: Դա պայմանավորված է էկոլոգիական ռիսկի առաջնահերթությամբ: Ուսումնասիրված ջրերի նմուշներում սնդիկի պարունակությունը (Աշտարակ-0.027մգ/լ, Դարակերտ-0.0017մգ/լ) զգալիորեն գերազանցել է ՍԹԿ-ն (0.0005մգ/լ): Մեր վերցրած հողերի նմուշներում սնդիկի պարունակությունը ՍԹԿ-ից (2.1մգ/կգ) բավականին ցածր է (Աշտարակ-0.0119մգ/կգ, Դարակերտ-0.04մգ/կգ): Ուսումնասիրված երեք մշակաբույսում էլ սնդիկի առավելագույն քանակություն նկատվել է բույսի արմատում, իսկ նվազագույն քանակություն՝ ելակի հատապտղի մեջ, կարտոֆիլի ցողունում, սոխի գլխիկում:

Սնդիկի պարունակությունը տարբեր վայրերից վերցված հողերում, ոռոգման ջրում և գյուղատնտեսական մշակաբույսերի տարբեր մասերում(2012թ.):

Նմուշ		Հց-ի պարունակությունը, մգ/կգ (մգ/լ)	
		ք. Աշտարակ	գ. Դարակերտ
Հող (ՍԹԿ=2.1մգ/կգ)		0.0119	0.0400
Ոռոգման ջուր (ՍԹԿ=0.0005մգ/լ)		0.0027	0.0017
Ելակ	հատապտուղ	0.0029	0.0036
	տերև	0.0045	0.0058
	ցողուն	0.0046	0.0056
	արմատ	0.0158	0.0210
Կարտոֆիլ	արմատ	0.0160	0.0200
	ցողուն	0.0061	0.0082
	պալար	0.0074	0.0094
Սոխ	տերև	0.0039	0.0029
	գլխիկ	0.0013	0.0019
	արմատ	0.0085	0.0159

Համեմատելով Աշտարակի և Դարակերտի տարածաշրջաններից վերցված բույսերի նմուշների տվյալները բացահայտվել է, որ Դարակերտի նմուշներում սնդիկի պարունակությունը ավելի բարձր է, քան Աշտարակի նմուշներում: Ընդհանուր առմամբ հետազոտված երեք մշակաբույսերում սնդիկի ամենացածր պարունակություն առկա է սոխի գլխիկում (աղ. 31) [146]:

Առանձին որոշվել է նաև ՀՀ մի շարք քաղաքների հողերի նմուշներում սնդիկի պարունակությունը(աղ.32): Ինչպես երևում է աղյուսակից սնդիկի առավելագույն

պարունակություն դիտվել է Երևան քաղաղից վերցված հողանմուշում, նվազագույնը՝ Վայք քաղաքից վերցված հողանմուշում:

Աղյուսակ 32

Սնդիկի պարունակությունը ՀՀ տարբեր քաղաքների հողերում (2012թ.)[147]:

Նմուշառման վայրը	Hg (ՍԹԿ=2.1մգ/կգ)
ք. Երևան	0,3453
ք. Ապարան	0,1475
ք Վայք	0,0075
ք Գորիս	0,0206
ք. Իջևան	0.1382
ք. Հրազդան	0,2207
գ. Վարդենիկ	0,0223
ք. Գյումրի	0,0279

Աղյուսակ 33

Hg-ի պարունակությունը որոշ վայրի ուտելի բանջարաբույսերում (2012թ.):

Բանջարաբույս	Hg (ՍԹԿ=0.02, մգ/կգ)
Ավելուկ	-
Սիբեխ	0.03
Փիփերթ	0.12
Եղինջ	0.096

Հետազոտության համար վերցվել են ՀՀ տարածքում բազմացվող ձկների հիմնական տեսակները: Անալիզի է ենթարկվել ձկան ենթամաշկի տակ գտնվող ճարպային շերտը[131]: Ստացված արդյունքները ներկայացված են աղ. 34-ում:

ՀՀ տարածքում բազմացվող ձկների հիմնական տեսակներում սնդիկի ամենաբարձր ՍԹԿ-ն գերազանցող պարունակությունը դիտվել է Արաքս գետից բերված սուդակ (0,62մգ/կգ) և Գառնու ավազանի սազան (0,5մգ/կգ) ձկների մեջ, իսկ ամենացածր՝ Գեղարքունիքում արհեստական բազմացրած իշխան (0,35մգ/կգ) ձկան մեջ: Մնացած տեսակներում սնդիկի պարունակությունը գտնվում է նորմայի սահմաններում:

Աղյուսակ 34

Սնդիկի պարունակությունը ՀՀ տարածքում բազմացվող ձկների հիմնական տեսակներում(2013թ.):

Տեսակներ	Hg (ՍԹԿ=0. 5մգ/կգ)
Ոսկեփայլ իշխան(золотистая форель)(Գառնու ավազան)	0.38
Սազան (сазан) (Գառնու ավազան)	0.52
Իշխան (форель) (Մասիսի լճեր)	0.41
Իշխան (форель) (Էջմիածնի ջրամբար)	0.40
Ծածան (капр) (Սևանա լիճ)	0.48
Ծածան (капр) (Ապարանի ջրամբար)	0.39
Սիգ (сиг) (Սևանա լիճ)	0.39
Սուդակ(судак) (գետ Արաքս)	0.62
Իշխան (форель)(Գեղարքունիքի արհեստական բազմ.)	0.35
Չուբա (стерлядь)	0.49

Թարմ ձկների համար թույլատրելի նորմերն են 0.2-0.5մգ/կգ[149]:

Կատարված հետազոտությունը բացի գիտական հետաքրքրությունից ունի կիրառական կարևոր նշանակություն: Բերված տվյալները հավաստում են, որ ՀՀ-ում աճեցվող ձկներում սնդիկի պարունակությունը գտնվում է թույլատրելի նորմայի սահմանում, բացառությամբ Արաքսի սուղակի և Գառնու սագանի[148,150]:

Աղյուսակ 35

Սնդիկի պարունակությունը ՀՀ տարածքում աճող որոշ սնկերում (2013թ.):

Տեսակներ	Hg (0.02-0.05 մգ/կգ)	
	գլխիկ	ոտիկ
Կոճղասունկ թթենու (Եղեգնաձոր)	0.1	0.06
Կոճղասունկ բարդու (Եղեգնաձոր)	0.05	0.03
Կոճղասունկ ծիրանենու (Եղեգնաձոր)	0.03	0.05
Շամպինիոն ջերմոցային (Հրազդան)	0.02	0.02
Շամպինիոն մարգագետնային (Հրազդան)	0.32	0.32
Շամպինիոն (Եղվարդ)	0.05	0.02
Շամպինիոն (Սիսիան)	0.03	0.01
Կախասունկ (Հրազդան)	0.03	0.01
Կապտառոտիկ (Սիսիան)	0.29	0.26
Սպիտակագլուխ (Մարտունի)	0.17	0.09
Հաբեթասունկ (Եղեգնաձոր)	0.07	0.03
Աղվեսասունկ (Եղեգնաձոր)	0.07	0.04

Սնդիկի պարունակությունը ՀՀ տարածքի որոշ մարինացված սնկերում(2013թ.):

Տեսակներ	Hg (մգ/կգ)
Շամպինիոն (Եղեգնաձոր)	0.23
Կախասունկ (Եղվարդ)	0.01

ՀՀ տարածքում աճող սնկերի որոշ տեսակների հետազոտությունները հավաստում են, որ սնդիկի ամենաբարձր պարունակություն նկատվել է Հրազդանի մարզագետնային շամպինիոնի (գլխիկ և ոտիկ 0.32մգ/կգ), Սիսիանի կապտաոտիկի (գլխիկ՝ 0.29մգ/կգ, ոտիկ՝0.26մգ/կգ), Մարտունու սպիտակագլխի (գլխիկ՝ 0.17մգ/կգ, ոտիկ՝0.09մգ/կգ), Եղեգնաձորի թթենու կոճղասնկի (գլխիկ՝ 0.1մգ/կգ, ոտիկ՝0.06մգ/կգ) մեջ: Մնացած նմուշներում ընդունված թույլատրելի նորմաներից գերազանցում չի նկատվել(աղ.35) [151]:

Մարինացված սնկերում սնդիկի պարունակության հետազոտությունները ցույց են տվել, որ սնդիկի բարձր պարունակություն առկա է Շամպինիոն (Եղեգնաձոր)՝ սնկում՝ 0.23մգ/կգ (աղ. 36):

Ենթագլուխ 3.3-ում նշվում է, որ սննդային շղթաներով մարդու օրգանիզմ ծանր մետաղների անցման օրինակ է գինիների միջոցով դրանց ներթափանցումը: Գինիների որակը որոշվում է բազմաթիվ գործոններով: Առաջին հերթին մակերեսային և ստորգետնյա այն ջրերի օրգանոլեպտիկ և թունաբանական ցուցանիշներով, որոնք օգտագործվում են դրանց տեխնոլոգիական արտադրություններում: Գինիների անվտանգության գնահատման մեջ հատուկ դեր է խաղում թունավոր և քաղցկեղածին հատկություններ ունեցող աղտոտիչների վերահսկողությունը: Նման աղտոտիչների թվին են պատկանում կապարը, կադմիումը և սնդիկը:

Սնդիկի առկայությունը պարզելու նպատակով հետազոտվել է նաև գինիների որոշ տեսակների մեջ նրա պարունակությունը (աղ. 37):

Սնդիկի պարունակությունը «Արփա-Ալկո», «Իջևանի» և «Պռոշյանի» գործարանի գինիներում:

Խաղողի գինու անվանումը	Hg, մգ/լ
Կիսաքաղցր «Արփա-Ալկո»	0.0394
Դառը, «Արփա-Ալկո»	0.0272
Սպիտակ դառը, «Արփա-Ալկո»	0.0328
Դառը, «Իջևան»	0.0779
Կիսաքաղցր, «Իջևան»	0.0734
Սպիտակ, «Իջևան»	0.0713
Դառը, «Պռոշյան»	0.0814
Կազոր, «Պռոշյան»	0.0910

Աղյուսակի տվյալները ցույց են տալիս, որ սնդիկի պարունակությունը բարձր է եղել կազոր, «Պռոշյան» տեսակի մեջ, իսկ նվազագույն քանակությունը դիտվել է դառը, «Արփա-Ալկո» տեսակի մեջ[152]:

Եզրակացություններ

1. Հետազոտված գետերի ջրերում ծանր մետաղների պարունակության և լուծված թթվածնի, թթվածնային հագեցվածության ու ջրածնային ցուցիչի մեծությունների միջև հակադարձ համեմատական կախվածություն կա մետաղների մեծ մասի համար, որը պայմանավորված է նաև ծանր մետաղներով „համազարկային-ուժեղ” աղտոտումներով:
2. Հող-ջուր-բույս համակարգում ծանր մետաղների միգրացիան պայմանավորված է դրանցով ավիամերձ ջրերի աղտոտմամբ: Միգրացիայի ուղղությունը տարաբնույթ պատկեր ունի տարբեր մետաղների դեպքում:
3. Առավել վնասակար կադմիում, կապար և սնդիկ մետաղներն արժանապարհությունը տարբեր գինիներում փաստում է, որ ծանր մետաղներն առավել մեծ չափով կուտակվում են պտուղներում: Կադմիումի պարունակությունը առավել բարձր է „Արփա-Ալկո” գործարանի „Խաղողի կիսաքաղցր” գինիում, կապարինը՝ „Իջևանի” գործարանի և „Պոռշյանի” գործարանի „Խաղողի կիսաքաղցր” գինիներում, իսկ սնդիկի պարունակությունը „Պոռշյանի” գործարանի „Խաղողի կագոր” գինիում:
4. Շրջակա միջավայրի տարբեր օբյեկտներ և տարբեր տեսակի սննդամթերքներ աղտոտված են սնդիկով:

Առաջարկություններ

1. Ծանր մետաղներով աղտոտված հողերը պարարտացնել օրգանական պարարտանյութերով (արդյունավետ և էժան եղանակ է օգտագործել գոմաղբ, թռչնաղբ, տորֆ), որոնք կկապեն ծանր մետաղները և դրանով իսկ կնվազեցնեն մետաղների կուտակման մակարդակը մշակաբույսերում:
2. Սննդամթերքի որակի հսկողության և ստանդարտների հաստատման ժամանակ հաշվի առնել առանձին սննդամթերքների (ծկնեղեն, սնկեր, գինիներ) աղտոտվածությունն առավել վտանգավոր ծանր մետաղներով (կապար, կադմիում, սնդիկ):
3. Ստացված արդյունքները և առաջարկված վիճակագրական մեթոդները ներառել շրջակա միջավայրի աղտոտման մակարդակի կանխատեսման մոդելների մշակման գործընթացներում:

1. Сагателян А.К., Особенности распределения тяжелых металлов на территории Армении. Ер.: Изд-во центра эколого-ноосферных исследований НАН РА, 2004, с.157.
2. Буренков Э.К., Гинзбург Л.Н., Зангиева Т.Г. Экология крупных городов: проблемы и решения. Прикладная геохимия. Выпуск 2. Экологическая геохимия. (сборник статей). М.: ИМГРЭ, 2001, с. 339-353.
3. Карпова Е.А. Состояние микроэлементов в агроэкосистеме. Техногенез и биогеохимическая эволюция таксонов биосферы. М.: Наука, 2003, с. 76-87.
4. Сает Ю.Е., Ревич Б.А., Янин Е.П. и др. Геохимия окружающей среды. М.: Недра, 1990, с.335.
5. Ковальский В.В. Геохимическая экология М.: Наука, 1974, с.300.
6. Ахметов „Общая неорганическая химия”. 4-е изд., испр. М.: Высшая школа, изд. центр „Академия”, 2001. с.743.
7. Матюхина З. П. Основы физиологии питания, гигиены и санитарии. Уч. пособие. М.: Изд-во "Академия" 2002. с.180.
8. Левина Э.Н. Общая токсикология металлов. Л.:Мед.. Лен.отделение,1972. с.184.
9. Ягодин Б.А., Кидин В.В., Цвирко Э.А. и др. Тяжелые металлы в системе почва растение. Химия в сельском хозяйстве, 1996. №5. с.43-45.
10. Феофанов Я.В., Маракулин О.В., Фронтасьева М.В., Бетенекова Т.А. Биологический Мониторинг атмосферных выпадений тяжелых металлов и радионуклидов в Уральском регионе / Безопасность биосферы: Сб. тез. докл. всерос. молодежн. симпоз / УГТУ; УрГУ; Ин-т электрофизики УрО РАН. - Екатеринбург, 1998. с.118 - 119.
11. Всероссийская конференция по анализу объектов окружающей среды “Экоаналитика 96”: Тезисы докладов . Краснодар, 1996. с.352.
12. Мур Дж., Рамамурти С. Тяжелые металлы в природных водах. М.: Мир, 1978. с.286.
13. Алексеев Ю.В. Тяжелые металлы в почвах и растениях. Л.: Агро-промиздат. Ленингр. Отделение, 1987. с. 142.
14. Мазур Д.И., Инженерная защита окружающей среды. М.: Мир, 1976. с. 354.

15. Jyrki Virtanen et al., "Mercury, Fish Oils, and Risk of Acute Coronary Events and Cardiovascular Dis-ease, Coronary Heart Disease, and All-Cause Mortality in Men in Eastern Finland," *Arteriosclerosis, Thrombosis, and Vascular Biology*, Vol. 25, 2005. p. 228-233.
16. Никаноров А.М., Жулидов А.В. "Биомониторинг металлов в пресноводных экосистемах". СПб.: Гидрометеоиздат, 1991. с.312.
17. Рипан Р., Четяну И. „Неорганическая Химия 2”, Москва, 1972. с.845.
18. Богдановский Г.А. „Химическая экология”. М.: Изд-во МГУ. 1994. с.237.
19. Руководство по определению и количественной оценке выбросов ртути. Программа ООН по окружающей среде. Подготовлено подпрограммой ЮНЕП по химическим веществам (Совместное соглашение ЮНЕП, МОТ, ФАО, ВОЗ, ЮНИДО, ЮНИТАР и ОЭСР). Женева, 2005. с.215.
20. Израэль Ю.А. „Экология и контроль состояния природной среды”. М.: Гидрометеоиздат. 1984. с.560.
21. Ш.Л. Марабян, К.Г. Абраамян, Г.П. Пирумян. Определение содержания ртути в объектах окружающей среды и пищевых продуктах. II международная конференция по химии и химической технологии, Ереван 2010. с. 385-386.
22. Кошель П. А. Химия. Приложение к газете "Первое сентября". 2007. №11. с.1-3.
23. Химия тяжелых металлов, мышьяка и молибдена в почвах Под. Ред. Зырина Н.Г.и Садовниковой Л.К. М.: Изд-Во МГУ, 1985. с.209.
24. Минеев В. Г. Проблема тяжелых металлов в современном земледелии. Тяжелые металлы и радионуклиды. М.: 1994. с.42–48:
25. Волопин Е.И. Аккумуляции кадмия и свинца в почвах и растениях агрохимический вестник, 2000. №3. с.23-26.
26. Козаренко А.Е. Свинец в растениях. Свинец в окружающей среде. Под ред. Добровольского В.В. М: Наука. 1987. с.71-76.
27. Давыдова С.Л., Никонорова Е.В. Острая проблема: загрязнение свинцом Экология и пром-сть России. Библиогр 6 назв. 1996. с.18-22:

28. Лисицын А.Е., Остапенко П.Е. Минеральное сырье. Хром. Справочник. М.: ЗАО Геоинформмарк, 1999. с. 25.
29. Салли А., Брэндз Р. Хром. М.: Metallurgia, 1971. с. 360.
30. Под гл. ред. А.Ф. Воробьева Общая и неорганическая химия. Том 2. Химические свойства неорганических веществ. ИКЦ «Академкнига», 2007 с.544.
31. Соколов Г.А. Производство стали. М.: Metallurgia, 1982. с.496.
32. Рипан Р., Четяну И. Неорганическая химия. Том 1. -М.: Мир. 1971. с.560.
33. Зеликман А.Н. Metallurgia тугоплавких металлов М.: Metallurgia, 1986. с. 440.
34. Фигуровский Н.А. Открытие элементов и происхождение их названий. М.: Наука, 1970. с.208.
35. Глазунова И.А. Автореферат диссертации. Содержание и особенности распределения тяжелых металлов в рыбах верховьев Оби, 2005. с.103.
36. Барышников И.И. Тяжелые металлы в окружающей среде – проблема экологической токсикологии. Экологическая химия. 1997. №6. с.102–105.
37. Martin M., Richards M.J. PSB and heavy metal soil remediation, former boat yard, South Dartmouth, Massachusetts//Intern. J. Soil, Sediment and Water. 2009. Vol.2, № 1. p. 1-5.
38. www.americanheart.org/presenter.jhtml
39. Հաղորդումներ Վ.Ս. Շրջակա միջավայրի մոնիտորինգ: Երևան ՀՊԱՀ 2010. էջ 449:
40. Перельман А.И. "Геохимия природных вод. " М.: Изд-во Наука. 1982. с.154.
41. Cheremisinoff P., Habib L. Cadmium, chromium, lead, mercury. A plenary account for water pollution. Occurrence toxicity and detection // Water and sewage Wprks.-1972. 119 p.73-74.
42. Грушко Я.М. Ядовитые соединения хрома и профилактика отравления ими. М.: Медицина, 1964. с. 304.
43. Вредные химические вещества. Неорганические соединения V-VIII групп: Справ. изд. Под ред. В.А. Филова и др. Л.: "Химия", 1989. с.512.
44. Руководство по химическому анализу поверхностных вод суши. Под ред. А.Д. Семенова. Л.: Гидрометеиздат, 1977. с.541.

45. Эйхлер В. Яды в нашей пище. М.: "Мир", 1993. с.185.
46. Добровольский В.В. М.: Просвещение, 1980. с.176.
47. Рэуце К., Кирстя С. Агропромиздат, 1986. с .222.
48. Авцын А.П., Жаворонков А.А., Риш М.А., Строчкова Л.С. Монография. М.: Медицина, 1991. с.496.
49. Вронский В.А. Прикладная экология. М.: 1996. с.512.
50. Аржанов В.С. Миграция микроэлементов в почвах (по данным лизиметрических исследованиях) Почвоведение, 1977. №4. с.71-77.
51. Кузнецов А. В. Контроль техногенного загрязнения почв и растений Агрохимический вестник. 1997. № 5. с.7–9.
52. Веригина К.В. Роль микроэлементов (Pb, Cu, Co, Mo) в жизни растений и их содержание в почвах и породах. В кн.: Микроэлементы в некоторых почвах СССР. М.: Наука, 1964. с.5-26.
53. Виноградов А.П. Основные закономерности в распределении микроэлементов между растениями и средой. Микроэлементы в жизни растений и животных. М.: 1952. с.7-20.
54. Рейли К.Р. Металлические загрязнения пищевых продуктов. М.: Агропромиздат, 1985. с.242.
55. Добровольский В.В. Биохимические циклы тяжелых металлов и регуляторная роль почвы. Почвоведение. 1997. №4. с.431-441.
56. Дубиковский Г.П. Закономерности распределения микроэлементов в почвах Белорусской ССР и их влияние на растение: Автореф. дис. канд. с.х. наук Каунас, 1975. с.48.
57. Ковальский В.В., Андрианов Г.А. Микроэлементы в почвах СССР.-М.: Наука, 1970. с.179.
58. Blaylock M.J., Salt D.E., Dushenkov S., Zakharova O., Gussman C. Enhanced accumulation of Pb in Indian mustard by soil-applied chelating agents, Environ Sci Technol., 1997, 31. p.860-865.

59. Brooks R.R., Chambers M.F., Nicks L.J., Robinson B.H.- Phytomining, trends in Plant and Science, 1998. 1. p.359-362.
60. Амирджанян Ж.А., Унанян С.А. Влияние техногенного загрязнения на плодородие почв. Химизация сельского хозяйства, 1991. №4. с.36-39.
61. Важенин И.Г. Полевые обследования и картографирование уровня загрязненности почвенного покрова техногенными выбросами через атмосферу. М.: 1980. с.50.
62. Джугарян О.А. Экология техногенного загрязнения. Монография, Смоленск, 2000. с.280.
63. Унанян С.А., Шекоян С.Н., Варданян З.С. Содержания и миграционная особенность тяжелых металлов в почвах Ванадзора. Агрогитутюн, №9-10. 2009. с.421-424.
64. Juharyan. O.A., Arevshatyan S.H., Ecological assessment of fruits and vegetables pollution by heavy metals. 2nd international Conference "trace Elements-Effects on Organisms and Environment". Cieszyn, Poland, 23-26 June 1998. p.52.
65. Бондарев Л.Г. Ландшафты, металлы и человек. М.: Мысль, 1976. с.72.
66. Опаловский А.А. Планета Земля глазами химика . Москва, Наука 1990. с.224.
67. Орлов Д.С. Химия почв М.: Изд-во МГУ, 1992. с.400.
68. Фельдман Л.П. Энциклопедический словарь-справочник Окружающая среда Москва, Прогресс 1990. с.640.
69. Краснокутская О.Н., Кузьмичь М.А., Выродова Л.П. Хром в объектах окружающей среды. Агрохимия. 1990. №2. с.128-140.
70. Денисенки Г.Ф., Губонина З.И. Охрана окружающей среды в черной металлургии: Учебное пособие. М.: Металлургия, 1989. с.120.
71. Пугачева Е.А. Методы и средства защиты окружающей среды в легкой промышленности. М.: Легпромбытиздат, 1988. с.20.
72. Даценко И.И. Банах О.С., Баранский Р.И. Химическая промышленность и охрана окружающей среды. К.: 1986. с.176.

73. Грин А.В., Ли С.К., Зырин Н.Г., Обухов А.И., Платонов Г.В. Поступление ТМ в растения в зависимости от их содержания в почвах. Миграция загрязняющих веществ в почвах и сопредельных средах. Л.: Гидрометеиздат. 1980. с.198-202.
74. Klope A. Contents of As, Cd, Cr, Pb and Ni in plants grown on Contaminated Soil// Papers Presented to the Symposium on the Effects of Airborn Pollution on Vegetation.- Warszawa-1980.- Bd. 109, H. 81. p.192.
75. Квашиков В.И. и др. Биологическая очистка хромосодержащих промышленных сточных вод. К. Наукова думка, 1990. с.112.
76. Лосев К.С. Экологические проблемы и перспективы устойчивого развития России в XXI веке. М.: Космосинформ, 2001. 400с.
77. Hemida S.K. Omar S.A., Abdel-Mallek A.Y. Microbial populations and enzyme activity in soil treated with heavy metals// Water, Air and Soil Pollution. 1997. Vol.95, № 1-4. p.13-22.
78. Родомская В.И., Моисеенко Н.В. Влияние осадков сточных вод на поведение тяжелых металлов в системе почва –растение. Агрохимия. 2006. № 11. с.77-78.
79. Lasat M.M. Phytoextraction of toxic metals. Areview of biological mechanisms. J. Environ. Quality. 2002. Vol. 31. p.109-120.
80. Галиулин Р.В., Галиулин Р.А., Кочуров Б.И. Фитоэкстракция почв и промышленных сточных вод, загрязненных тяжелыми металлами: концептуальная модель технологий фитоэкстракций, фито- и ризофильтрации. Экологические системы и приборы. 2004. № 2. с.24-33.
81. Руководство по профессиональным заболеваниям, под ред. Н.Ф.Измерова, Москва, “Медицина”, 1983 с.383.
82. Смоляр В.И. Рациональное питание. Киев: Наук. думка, 1991.с.368.
83. Некрасов Б.В. Основы общей химии: Т. I. М.: Химия, 1973. с.687.
84. Экологические преступления. Комментарий к Уголовному Кодексу Российской Федерации, Изд.”ИНФРА*М-НОРМА”, Москва, 1996. с.586.
85. Криксунов Е.А. Экология. Учебник. Москва, 1995. с.240.
86. Новиков Э. А. Человек и литосфера. Ленинград: Недра, 1976. с.160.

87. Исследование поведения загрязняющих веществ в окружающей среде. Госкомиздат, 1982. с.234.
88. Мельников Н. Н. Волков А.И., Короткова О.А. Пестициды и окружающая среда. М.: Химия, 1977. с.223.
89. Кабата А., Пендиас Х. Микроэлементы в почвах и растениях. М.: Мир, 1989. с. 439.
90. Сидоренко С.Н. Эколого-химические аспекты взаимодействия металлов с окружающей средой: Автореф. Докт. Дис. М.: 2002. с.46.
91. Кодва В.А., Якушевская И.В., Тюрюканова А.Н. Микроэлементы в почвах Советского Союза. М.: Наука, 1959. с.165.
92. Овчаренко М.М. Тяжелые металлы в системе почва-растение удобрение. М.: Высшая школа, 1997. с.290.
93. Ковда В.А. Биогеохимия почвенного покрова. М.: Наука. 1985. с.243.
94. Орлов Л.С. Экология и охрана биосферы при химическом загрязнении. М.: Высшая школа, 2002. с.334.
95. Тяжелые металлы в окружающей среде. М.: МГУ, 1980. с.167.
96. Будин А.С. химические элементы токсиканты почв. Почвоведение. 1975. с. 125-127.
97. Садовникова Л.К. Экологические последствия загрязнения почв тяжелыми металлами. Биологические науки. 1989. №9. с.47-53.
98. Виноградов А.П. Геохимия редких и рассеянных химических элементов в почвах. М.: Изд-во АН СССР, 1957. с.235.
99. Добрицкая Ю. И., Журавлева Е.Г., Орлова М.Г., Ширинская Т. Е. Цинк, медь, кобальт, молибден в некоторых почвах Европейской части СССР.- В. КН.: Микроэлементы в некоторых почвах СССР. М., 1964. с.85-114.
100. Конкина Н.Г., Давыдов Л.К., Дмитриева А.А. Общая гидрология, Гидрометеиздат, Ленинград, 1973. с.463.
101. Фелленберг Г. Загрязнение природной среды. Введение в экологическую химию, Москва, Мир, 1997. с. 232.
102. Алекин А. Основы гидрохимии, Ленинград, Гидрометеиздат, 1970. с.434.

103. Հայկական ԽՍՀՄ-ի ֆիզիկական աշխարհագրություն: Երևան, ՀՍՀՄ-ի գիտությունների ակադեմիա, 1971թ., էջ 870:
104. Հայկական սովետական հանրագիտարան, Երևան, 1977թ.:
105. Չիլինգարյան Լ.Ա., Մնացականյան Բ.Պ., Աղաբաբյան Կ.Ա., Թորմաջյան Հ. Վ. Հայաստանի գետերի և լճերի ջրագրությունը: Երևան 2002 ,էջ 49:
106. Агроэкология. Под ред. В.А.Черникова и А.И.Чекереса. М.: Колос, 2000.с. 535.
107. Градусов Б.В., Хабаров А.В. Особенности влияния на сельскохозяйственную деятельность тяжелых металлов. Землеустройство, кадастр и мониторинг земли №6. 2007. с.49-65.
108. Дабахов М.Б., Дабахова Е.В., Титова В.И. Тяжелые металлы: экотоксикология и проблемы нормирования. Нижний Новгород, 2005. с.164.
109. Т. В. Плетенева “Токсикологическая химия” учебник, Москва. 2008. с.557.
110. Токсикологическая химия: Учебник для вузов. Под ред. Т В. Плетеневой. М.: ГЭОТАР-Медиа, 2005. с.512.
111. Захаров Л.Н. Техника безопасности в химических лабораториях. Ленинград: Химия, 1991. с.336.
112. Мотовилов К.Я., Бокова Т.И., Смоляков А.В. и др. Детоксикация тяжелых металлов в системе почва - растение -животное - продукт питания - человек: Методические рекомендации; РАСХН. Сиб. отд-ие. ГНУ СибНИПТИП. Новосибирск, 2005. с.40.
113. Ultratrace minerals. Authors: Nielsen, Forrest H. USDA, ARS Source: Modern nutrition in health and disease / editors, Maurice E. Shils ... et al.. Baltimore: Williams & Wilkins, 1999. p.283—303.
114. Совместное издание ЮНЕП, МОТ и ВОЗ: Пер. с англ. - М.: Медицина, 1990. с.168. (Сер. Гигиенические критерии состояния окружающей среды/ВОЗ; с.61. Международная программа по химической безопасности).
115. Михеев М. И. Хром и его соединения. Вредные химические вещества. Неорганические соединения элементов V-VIII групп. Л.: Химия. 1989. с.297-313.

116. Chromium. Air Quality Guidelines for Europe. WHO Regional Publication. European series № 23. WHO. Copenhagen. 1987. p.221-232.
117. Экологическая оценка состояния окружающей среды в районе городов Ревда и Первоуральск (биоиндикационные исследования). Международная лаборатория по изучению растений и загрязнения АН Эстонии. Рук. Мартин Ю. Таллин. 1992. с.126.
118. [<http://medicininform.net/>]
119. Кеннет Г., Фальчук И. Нарушения метаболизма микроэлементов (Внутренние болезни). М.: Медицина, 1993. Кн.2. с. 451-457.
120. Кальницкий Б.Д. Ленинград: Агропромизд. Ленинградское отделение, 1985. с.205.
121. Чанг Р. Физическая химия с приложением к биологическим системам, М.: «Мир», 1980. с.664.
122. Карапетьянц М.Х., Дракин С.И. Общая и неорганическая химия. 1993. с.558.
123. Մնացականյան Բ.Պ. Հայաստանի ջրային հաշվեկշիռը: Երևան 2005, էջ 183:
124. Մանասյան Մ.Գ., Գրիգորյան Ա.Թ., Պոտոսյան Ա.Հ. Սյունիքի մարզի բնությունը, բնակչությունը, տնտեսությունը: "ՀԱՅԲ" տարածաշրջանային հետազոտությունների կենտրոն: Երևան 2002թ, էջ155:
125. ՀՀ ֆիզիկաաշխարհագրական օբյեկտների համառոտ բառարան: Գեոդեզիայի և քարտեզագրության կենտրոն ՊՈԱԿ: Երևան 2007թ, էջ 136:
126. "Руководство по химическому анализу поверхностных вод суши" главное управление гидрометеорологической службы при совете Министров СССР, гидрометеоиздат, 1977. с. 542.
127. Фомин Г.С., "Вода, контроль химической, бактериальной и радиационной безопасности по международным стандартам" Энциклопедический справочник, Москва. 2000. с.370.
128. "Standard methods for the examination of water and wastewater", 21th edition, Edited by Andrew D. Eaton, Mary Ann H. Franson, American Public Health Association, USA, 2005. p.55.

129. Գրիգորյան Գ.Ս., Մարտիրյան Ա.Ի. Ատոմային սպեկտրային մեթոդները և դրանց կիրառությունը շրջակա միջավայրի ուսումնասիրություններում, ուսումնամեթոդական աշխատանք, ԵՊՀ, Երևան 2009թ, էջ 34:
130. Хавезов И., Цалев Д. Атомно-абсорбционный анализ. Пер. с болгарск. (под ред с.З. Яковлевой). Л.: Химия, 1983. с.144.
131. AMA 245, Advanced Mercury Analyser Operating Manual . Copyright © 2000, © 2001, © 2002 by Altec Ltd., Khodlova 1297, 193 00 Prague 9, Czech Republic.
132. Руководство по санитарно-химическую исследованию почвы (нормативные материалы). Москва: ГК Санэпидемнадзора России, 1993. с.51.
133. Jerry D. Allison, Terry L. Allison, U.S. Environmental Protection Agency, Partition Coefficients for Metals in Surface Water, Soil and Waste, July 2005. p. 93.
134. Дворкин В.И. Метрология и обеспечение качества химического анализа.-М.: Химия 2001. с.262.
135. Дерффель К. Статистика в аналитической химии. М.: Мир, 1994. с.268.
136. Смагунова А.Н., Карлукова О.М., Белых Л.И. Алгоритмы определения метрологических характеристик методик количественного химического анализа. Иркутск: Иркут. гос. ун-т, 2006. с.97.
137. Marabyan Sh.L., Margaryan L.A., Pirumyan G.P. Study of Content of Cr, As, Cd, Pb Elements in Some Rivers of Armenia. Proceedings of the YSU. Chemistry and Biology Yerevan 2014. №3. p. 51-54.
138. Sposito G. The Chemistry of soils, NewYork, Oxford C. V. Press, 1989. p.344.
139. Черных Н.А., Сидоренко С.Н. Экологический мониторинг токсикантов в биосфере, М.: Изд-во РУДН, 2003. с.430.
140. Черных Н.А., Овчаренко М.М Тяжелые металлы и радионуклиды биогеоценозах, М.: изд-во „Агроконсалт”, 2002. с.196.
141. Гальченко С.В. Оценка влияния техногенных выбросов на экологическое состояние урбанизированных систем : На примере г. Рязани : авт. дис. кандидата биологических наук: Рос. ун-т дружбы народов. Москва, 2002. с.30.

- 142.Стрнад В. Комплексообразование Cu, Zn, Pb и Cd с фулвокислотами природных вод: Автореф. канд. дисс. М., 1984, 24с. ореф. канд. дисс. М.: 2002. с.30.
- 143.Марабян Ш.Л. Исследование уровня содержания тяжелых металлов в разных объектах окружающей среды. Актуальные проблемы гуманитарных и естественных наук. Москва 2014. №10. с. 457-459.
- 144.Ալոյան Ն.Ի., Մարաբյան Շ.Լ., Մարգարյան Լ.Ա., Մինասյան Ս.Հ., Փիրումյան Գ.Պ. Մթնոլորտային տեղումներում որոշ մետաղների քանակական պարունակության որոշումը Երևան քաղաքի տարբեր համայնքներում: Տեղեկատվական տեխնոլոգիաներ և կառավարում: Երևան 2008թ., №6. էջ 267-274:
145. Марабян Ш.Л., Алоян Н.И., Пирумян Г.П. Исследование содержания некоторых тяжелых металлов в осадках г. Еревана. Актуальные проблемы гуманитарных и естественных наук. №4. Москва 2014. С. 297-299.
- 146.Մարաբյան Շ.Լ., Փիրումյան Գ.Պ. Սնդիկի որոշումը շրջակա միջավայրի օրյեկտներում: Գորիսի պետական համալսարանի միջազգային II գիտաժողովի աշխատանքների ժողովածու, Գորիս 2011, էջ 265-268:
- 147.Марабян Ш.Л., Пирумян Г.П. Определение ртути в различных почвах на территории Республики Армения. Экология и безопасность жизнедеятельности. Пенза 2010. с.120-122.
148. СанПиН 2.3.2.1078-01
149. СанПиН 2.3.2.560-96
150. Մարաբյան Շ.Լ., Փիրումյան Գ.Պ. Սնդիկի պարունակության գնահատումը ձկնամթերքում: ԵՊՀ Գիտական տեղեկագիր: Քիմիա և կենսաբանություն: Երևան 2012թ, №3. էջ 62-64:
- 151.Марабян Ш.Л. Содержание ртути в некоторых видах рыб и грибов. Современные тенденции в науке и образовании. Сборник научных докладов (часть 1). Ольштын 2014. с.21-24.
- 152.Марабян Ш.Л. Исследование содержания тяжелых металлов в винах. „МиС,, Новосибирск 2015. с. 104-105.