

ՂԱԶԱՐՅԱՆ Կ. Ա.
ԽԱՇԱՏՏՐՅԱՆ Յ. Է.
ԳՐԻԳՈՐՅԱՆ Կ. Կ.

ՎՊԻ ԷԿՈԼՈԳԻԱ

ՌԻՍԻՒՄԱՆԱԳԵԹՈՂԱԿԱՆ ՁԵՌՆԱԿ

ՆԱԽԱՐԱՐՈՒՄ
ԿԱՌԱՐՏՔՆԵՐ ՎԵՐԵՋԻՆ

ԵՐԵՎԱՆԻ ՊԵՏԱԿԱՆ ՀԱՄԱԼՍԱՐԱՆ

ՂԱԶԱՐՅԱՆ Կ. Ա., ԽԱՉԱՏՐՅԱՆ Հ. Է.,
ԳՐԻԳՈՐՅԱՆ Կ. Վ.

ՀՈՂԻ ԷԿՈԼՈԳԻԱ

*ՈՒՍՈՒՄՆԱՄԵԹՈԴԱԿԱՆ
ՁԵՌՆԱՐԿ*

ԵՐԵՎԱՆ
ԵՊՀ ՀՐԱՏԱՐԱԿՉՈՒԹՅՈՒՆ
2016

ՀՏԴ 504(07)

ԳՄԴ 20.1g7

Ղ 158

*Հրատարակության է երաշխավորել
ԵՊՀ կենսաբանության ֆակուլտետի
գիտական խորհուրդը*

Գրախոս՝ Մեծունց Բագրատ Խաչատուրի, գյուղ. գիտ. դոկտոր,
ՀՀ ԳԱԱ էկոլոգանոոսֆերային հետազոտությունների
կենտրոն

Ղազարյան Կ. Ա., Խաչատրյան Հ. Է., Գրիգորյան Կ. Վ.

Ղ 158 **Հողի էկոլոգիա:** Ուսումնամեթոդական ձեռնարկ/Ղազարյան
Կ. Ա., Խաչատրյան Հ. Է., Գրիգորյան Կ. Վ.: Եր., ԵՊՀ հրատ.,
2016 թ., 114 էջ:

Ձեռնարկում ամփոփված են հողային ծածկույթին առնչվող արդի էկոլոգիական հիմնախնդիրներն ու դրանց ուսումնասիրման համապատասխան մեթոդաբանությունը: Լուսաբանված են հողի էրոզիայի, աղակալման, քիմիական, կենսաբանական ու ռադիոակտիվ աղտոտման վերաբերյալ մի շարք հարցեր:

Ձեռնարկը նախատեսված է էկոլոգիական, ագրոնոմիական ու բնագիտական ուղղվածության մասնագիտությունների ուսանողների համար: Այն օգտակար կարող է լինել նաև մագիստրանտների, ասպիրանտների ու գիտաշխատողների համար:

ՀՏԴ 504(07)

ԳՄԴ 20.1g7

ISBN 978-5-8084-2093-9

© ԵՊՀ հրատ., 2016

© Հեղ. խումբ, 2016

ԲՈՎԱՆԴԱԿՈՒԹՅՈՒՆ

ՆԵՐԱԾՈՒԹՅՈՒՆ	5
ԹԵՄԱ 1	
ԷՐՈՋԻԱՆ ՈՐՊԵՍ ՀՈՂԱՅԻՆ ԾԱԾԿՈՒՅԹԻ ՔԱՅՔԱՅՄԱՆ ԵՎ ԲԵՐՐԻՈՒԹՅԱՆ ԱՆԿՄԱՆ ՊԱՏՃԱՌ: ԷՐՈՋԻԱՅԻ ՀԻՄՆԱԿԱՆ ՏԻՊԵՐԸ	8
<i>Լաբորատոր աշխատանք 1.1. Հողի էրոզացվածության աստիճանի գնահատում՝ ըստ մորֆոլոգիական չափանիշների փոփո- խության</i>	17
<i>Լաբորատոր աշխատանք 1.2. Հողի էրոզացվածության աստիճանի գնահատում՝ ըստ հումուսի պարունակության փոփոխության</i>	18
ԹԵՄԱ 2	
ՀՈՂԻ ԱՂԱԿԱԼՈՒՄԸ ԵՎ ԴՐԱ ԷԿՈԼՈԳԻԱԿԱՆ ՀԵՏԵՎԱՆՔՆԵՐԸ	22
<i>Լաբորատոր աշխատանք 2.1. Հողի աղակալվածության աստիճանի որոշումը՝ ըստ հողային քաշվածքի չոր մնացորդի</i>	31
ԹԵՄԱ 3	
ԾԱՆՐ ՍԵՏԱՂՆԵՐԸ ՈՐՊԵՍ ՀՈՂԻ ԱՂՏՈՏԻՉՆԵՐ	34
<i>Լաբորատոր աշխատանք 3.1. Հողում ինվերտազ ֆերմենտի ակտիվության որոշումը որպես ծանր մեքսիկացի աղբորոկվածության բնութագրիչ ցուցանիշ</i>	47
<i>Լաբորատոր աշխատանք 3.2. Բույսերի ֆիզիոլոգիական չափանիշների վրա տոբակի ծանր մեքսիկացի ազդեցության որոշումը</i>	48
ԹԵՄԱ 4	
ՀԱՆՔԱՅԻՆ ՊԱՐԱՐՏԱՆՅՈՒԹԵՐԸ ՈՐՊԵՍ ՀՈՂԻ ԱՂՏՈՏՄԱՆ ԱՂԲՅՈՒՐ	50
<i>Լաբորատոր աշխատանք 4.1. Հողում միկրոարմատների պարունակության որոշումը</i>	56
ԹԵՄԱ 5	
ԹՈՒՆԱՔԻՄԻԿԱՏՆԵՐԻ ԿԻՐԱՌՄԱՆ ԷԿՈԼՈԳԻԱԿԱՆ ՀԵՏԵՎԱՆՔՆԵՐԸ	61

<i>Լաբորատոր աշխատանք 5.1. Հողի տոքսիկոլոգիայի (թունալորության) որոշումը.....</i>	69
ԹԵՄԱ 6	
ԾԱՆՈԹՈՒԹՅՈՒՆ ՀՈՂԻ ՌԱԴԻՈԱԿՏԻՎ ԱՐՏՈՏՎԱԾՈՒԹՅԱՆ ԵՎ ՌԱԴԻՈԷԿՈԼՈԳԻԱԿԱՆ ՀԻՄՆԱԽՆԴԻՐՆԵՐԻ ՀԵՏ	73
<i>Լաբորատոր աշխատանք 6.1. Ռադիոակտիվության չափման և ռադիոնուկլիդների պարունակության որոշման եղանակները.....</i>	79
ԹԵՄԱ 7	
ՀՈՂԻ ԱՐՏՈՏՈՒՄԸ ՆԱՎԹՈՎ, ՆԱՎԹԱՄԹԵՐՔՈՎ ԵՎ ԴՐԱ ԷԿՈԼՈԳԻԱԿԱՆ ՀԵՏԵՎԱՆՔՆԵՐԸ	83
<i>Լաբորատոր աշխատանք 7.1. Հողում նավթի և նավթամթերքի պարունակության որոշումը կշռային մեթոդով.....</i>	90
<i>Լաբորատոր աշխատանք 7.2. Նավթամթերքով աղտոտված հողում ծծմբաջրածնի պարունակության որոշման մեթոդ.....</i>	92
ԹԵՄԱ 8	
ՀՈՂԻ ԿԵՆՍԱԲԱՆԱԿԱՆ ԱՐՏՈՏՈՒՄԸ ՈՐՊԵՍ ԺԱՄԱՆԱԿԱԿԻՑ ԷԿՈԼՈԳԻԱԿԱՆ ՀԻՄՆԱԽՆԴԻՐ	94
<i>Լաբորատոր աշխատանք 8.1. Հողի սանիտարա-մանրէաբնական աղտոտվածության գնահատումը՝ ընդհանուր կոլիֆորմ բակտերիաների քանակի որոշմամբ.....</i>	106
<i>ԳՐԱԿԱՆՈՒԹՅՈՒՆ</i>	110

ՆԵՐԱՃՈՒԹՅՈՒՆ

Մարդու ոչ շրջահայաց տնտեսական գործունեության հետևանքով կենսոլորտի ապակայունացումն ու բնական ռեսուրսների գլխառնային շահագործումը այն պատճառահետևանքային ազդակները դարձան, որ 20-րդ դարի կեսերին կտրուկ մեծացավ շրջակա բնական միջավայրի պահպանության հիմնախնդիրների նկատմամբ ուշադրությունը, որում իր արժանի տեղն ունի հողային ռեսուրսների պահպանումն ու արդյունավետ օգտագործումը:

Արագ զարգացող արդյունաբերությունը, գյուղատնտեսության քիմիացումը, տրանսպորտային միջոցների ինտենսիվ շահագործումը և ուրբանիզացիայի ներկա ծավալները այն հիմնական պատճառներն են, որոնց հետևանքով հսկայական հողային ռեսուրսներ դառնում են ոչ պիտանի:

Հողային ռեսուրսները կենսոլորտի կարևորագույն բաղադրամասերից մեկը լինելով՝ ենթարկվում են տարբեր բնական ու մարդածին բացասական ազդեցությունների: Հողաշերտի դեգրադացման ու կենսաբանական արտադրողականության նվազման հիմնական պատճառներից են հողի էրոզիան, աղակալումը, քիմիական, կենսաբանական ու ռադիոակտիվ աղտոտումը և այլն: Ներկայումս հողի էրոզիոն գործընթացները ակնհայտորեն գլոբալ մասշտաբներ են ընդունել և որպես հետևանք տեղի է ունենում հողերի բերրիության անկում, կենսաբազմազանության կրճատում, տարածքների դեգրադացիա ու անապատացում:

Մարդածին ազդեցության հետևանքով հողային ռեսուրսների կորուստը տեղի է ունենում անհամեմատ կարճ ժամանակահատվածում, քան բնական պայմաններում հողառաջացումն է: Հայտնի է, որ հողագոյացումը բավականին երկարատև գործընթաց է (30 սմ հաստությամբ հողաշերտի առաջացումը տեղի է ունենում 1000-ից 10000 տարվա ընթացքում): Համաձայն Ռոզամովայի հաշվարկների՝ աշխարհում պատմական ժամանակաշրջանում տարբեր պատճառներ

րով շրջանառությունից դուրս են եկել շուրջ 2 մլրդ հեկտար գյուղատնտեսական նշանակության հողեր [29]:

Հայտնի է, որ կենսոլորտում աղտոտիչների շուրջ 90%-ը կուտակվում է հողում, իսկ մոտ 9%-ը՝ ջրային հատակային նստվածքներում [29]:

Հողերի քիմիական ու ռադիոակտիվ աղտոտիչները մի խումբ քիմիական տարրեր ու միացություններ են, որոնց բնորոշ են մուտագեն, քաղցկեղածին ու թունավոր հատկություններ, իսկ կենսաբանական աղտոտիչներն աչքի են ընկնում իրենց ախտածին (հիվանդաբեր) հատկությամբ: Աղտոտիչներից առավել լայն տարածում են գտել ծանր մետաղները, թունաքիմիկատների մնացորդային քանակությունները, նիտրատները, նավթն ու նավթամթերքները, ինչպես նաև ռադիոակտիվ քիմիական տարրերը՝ ռադիոնուկլիդները: Վերոնշյալ աղտոտիչները մարդկությանը բավականին վաղուց հայտնի են եղել, սակայն ուշադրության են արժանացել միայն վերջին տասնամյակների ընթացքում, ինչը պայմանավորված է հողում այդ աղտոտիչների մեծ քանակությամբ կուտակումներով: Վերջիններս պատճառ են հողի կենսաբանական արտադրողականության նվազմանը, հողագոյացման պրոցեսների դադարեցմանը, որը հանգեցնում է տեխնածին անապատի առաջացմանը:

Մարդկության անհրաժեշտ սննդամթերքի հարաճուն պահանջների բավարարման համար հողային ռեսուրսները ունեն բացառիկ նշանակություն: Սակայն, ներկայումս խիստ արդիական հիմնախնդիր է նաև էկոլոգիապես անվտանգ գյուղատնտեսական մթերքների արտադրությունը, որի հիմնական գրավականը քիմիական աղտոտումից հողերի պաշտպանվածությունն է:

Կենսոլորտի ներկայիս քիմիական աղտոտման պայմաններում շրջակա միջավայրի պահպանության և գյուղատնտեսության էկոլոգիացման 21-րդ դարի պահանջները թելադրում են, որ մարդկությունը վերանայի իր մոտեցումներն ու վերաբերմունքը բնական ռեսուրսների օգտագործման նկատմամբ: Արդիական է նաև արտադրության մեջ նորագույն սարքավորումների ու փակ ցիկլերով տեխնոլոգիանե-

րի ներդրումը, իսկ գյուղատնտեսության մեջ կուլտուրականացման ու բարելավման միջոցառումների իրականացումը, ինչպես նաև ագրոքիմիկատներին այլընտրանք՝ էկոլոգիական տեսակետից անվտանգ բնական նյութերի կիրառումը:

Հողային ծածկույթի էկոլոգիական հիմնախնդիրների մասին բազմակողմանի գիտելիքները անհրաժեշտ են այդ կարևոր ռեսուրսի ռացիոնալ օգտագործման ու պահպանության համար: Այդ տեսանկյունից ներկայացվող ձեռնարկում ամփոփված են այն էկոլոգիական հիմնախնդիրները, որոնք հիմնականում կապված են մարդու սխալ տնտեսական գործունեության հետ:

Անշուշտ, հիշյալ հիմնախնդիրների վերաբերյալ առկա են մեծ քանակությամբ, հիմնականում օտարալեզու, գրականություն ու հետազոտություններ, սակայն «Հողի էկոլոգիա» դասընթացի ուսումնասիրման ժամանակ, այն կարող է լինել մայրենի լեզվով հիմնական ուսումնամեթոդական նյութը:

ԹԵՄԱ 1

ԷՐՈԶԻԱՆ ՈՐՊԵՍ ՀՈՂԱՅԻՆ ԾԱՇԿՈՒՅԹԻ ՔԱՅՔԱՅՄԱՆ ԵՎ ԲԵՐՐԻՈՒԹՅԱՆ ԱՆԿՄԱՆ ՊԱՏՃԱՈՒ ԷՐՈԶԻԱՅԻ ՀԻՄՆԱԿԱՆ ՏԻՊԵՐԸ

Հողերի էրոզիա (լատ. erodere - քայքայել) ասելով հասկանում ենք քամու և ջրի միջոցով հողային ծածկույթի քայքայման և տեղատարման տարաբնույթ գործընթացները: Էրոզիան սովորական պայմաններում բնական գործընթաց է, որն ընթնում է շատ դանդաղ: Դրա հետ կապված լվացման և հողմնահարման միջոցով հողերի քայքայումը և կորուստը հավասարակշռվում է հողառաջացման գործընթացով, և չի խախտվում բնական ընդհանուր հաշվեկշիռը: Հողերի բնական էրոզիան Երկրի էվոլյուցիայի մի մասն է: Այս բնական գործընթացին զուգահեռ տեղի է ունենում մասնաշաղկապ էրոզիա, որն ուղղակիորեն կապված է բնակլիմայական և մարդկային գործունեության հետ: Արագացված էրոզիայի ժամանակ հողի քայքայման և տեղատարման գործընթացն ընթանում է մի քանի անգամ ավելի արագ, քան բնական էրոզիայի դեպքում, իսկ հողի կորուստը չի փոխհատուցվում բնական հողառաջացման գործընթացով, և այն, մասնակիորեն կամ ամբողջությամբ կորցնում է իր բերրիությունը: Օրինակ, հայտնի է, որ 20 – 25 սմ հզորությամբ բերրի հողի շերտի ձևավորման համար պահանջվում է 2 – 7 հազար տարի, մինչդեռ արագացված էրոզիայի ժամանակ այն կարող է քայքայվել ընդամենը մի քանի տասնամյակների, երբեմն էլ՝ մի քանի ժամվա ընթացքում:

Գոյություն ունի արագացված էրոզիայի մի քանի տարատեսակ:

Քամու էրոզիան (դեֆլացիա) կապված է քամու ազդեցությամբ հողի մանր մասնիկների (մինչև 1 մմ) տեղափոխման հետ: Դեֆլացիայի էությունը նրանում է, որ քամին, հասնելով որոշակի կրիտիկական ուժի, քանդում է հողի մակերևույթը և տեղատարման ենթարկում հողի մանր մասնիկները (նկ. 1): Քամու էրոզիա կարող է նկատվել

տարվա տարբեր եղանակներին, որի ինտենսիվությունը մեծապես կախված է քամու արագությունից, տևողությունից, տարածքի դիրքադրությունից, թեքությունից և հողածածկի վիճակից: Մասնավորապես էրոզիայի բարձր ինտենսիվություն նկատվում է ուժեղ քամիների (> 15 մ/վ) ժամանակ, հատկապես երբ հողը նոր է փխրեցված և դեռ չի ամրացվել բույսերի արմատներով: Էրոզիային նպաստում է նաև հողի չորությունը և հումուսի ցածր պարունակությունը: Այն առավել տարածված է և խիստ բացասական ազդեցություն է թողնում անապատային և կիսանապատային գոտիներում, որտեղ հաճախ են հանդիպում ուժեղ քամիներ, որոնց դիմակայելու հողի և բուսականության ընդունակությունը ավելի ցածր է (նկ. 2):



Նկար 1. Քամու էրոզիայի հետևանքով առաջացած փոշու ամպ



Նկար 2. Քամու էրոզիայի հետևանքով խախտված հողապարածք

Առանձնացվում են սովորական քամու էրոզիաներ և փոշու փոթորիկներ: Առաջինը համեմատաբար հաճախակի է հանդիպում և առավել մեծ վնաս է հասցնում քամու ուղղությունը հանդիպակաց լանջերին: Հողի մասնիկները քամու ազդեցությամբ կարող են բարձրանալ մինչև մի քանի մետր: Այն վտանգավոր է հատկապես երիտասարդ բույսերի համար, որոնց ծածկող հյուսվածքները կարող են վնասվել: Փոշու փոթորիկները առաջանում են ուժեղ քամիների ժամանակ: Քամին կարող է ընդգրկել մեծ տարածքներ և հսկայական քանակի հողի մասնիկներ: Այս դեպքում մարդկանց մոտ կարող է առաջանալ շնչահեղձություն, փոշու պնևմոնիա: Նմանատիպ փոշու փոթորիկներ նախկինում հաճախակի էին հանդիպում ԱՄՆ-ում, որն ուղղակիորեն կապված էր մարդկային ոչ խելամիտ տնտեսական գործունեությանը: Մասնավորապես, 1930-ական թվականները

պատմության մեջ հայտնի են «փոշու կաթսա» արտահայտությամբ, երբ 167 մլն հա վարելահողից (հիմնականում «Մեծ դաշտավայրի» տարածքից) ամբողջությամբ կամ մասնակիորեն ոչնչացավ 60 մլն հա տարածք: Ներկայումս նմանատիպ գործընթացներ նկատվում են Աֆրիկայում, Ասիայում և Ավստրալիայում: Էրոզիայի տվյալ տիպի առանձին տարատեսակ է «սև փոթորիկ» կոչվող էրոզիան, որը հիմնականում նկատվում է տորֆային տարածքներում:

Քամու էրոզիան առավել վտանգավոր է ավազային, ավազակավային և կարբոնատային հողերի համար: Անտառների հատումը, արոտավայրերի գերաբաժեցումը, հողերի ոչ ճիշտ մշակումը բերում են քամու էրոզիոն օջախների առաջացմանը, ինչը վտանգավոր է էկոհամակարգերի համար: Շատ գիտնականներ գտնում են, որ Մերձավոր Արևելքի և Հյուսիսային Աֆրիկայի անապատների առաջացումը ուղղակիորեն կապված է եղել վերը նշված էրոզիոն գործընթացների հետ:

Ջրային էրոզիան գործնականում հանդիպում է ամենուրեք, սակայն առավել ուժեղ է արտահայտված այն տարածքներում, որտեղ մեծաքանակ տեղումները զուգակցվում են ինտենսիվ հողագործության հետ: Ջրային էրոզիան, համեմատած քամու էրոզիայի հետ, ավելի շատ է տարածված, և նրա հասցրած վնասներն առավել նկատելի են. տեղի է ունենում մանրահողի տեղատարում, հողի հիմնայնացում, մշակաբույսերի բերքատվության անկում: Այն ուղեկցվում է նաև տարածքի ջրային ռեժիմի խախտումով, ջրհեղեղներով, գետերի հունների խցանումներով, լճերի և ջրամբարների աղտոտումով և այլն:

Ջրային էրոզիան իր հերթին բաժանվում է 4 ենթատիպերի՝ կաթիլային, մակերեսային, առվակային և ձորակային:

Կաթիլային էրոզիայի ժամանակ հողի կառուցվածքը քայքայվում է ջրի կաթիլների հարվածի ուժի ազդեցությամբ: Այն բերում է հողի քարացման և ջրաթափանցելիության նվազմանը, որն իր հերթին կարող է նպաստել էրոզիայի այլ ձևերի առաջացմանը:

Մակերեսային էրոզիայի ժամանակ հալոցքաջրերի և անձրևաջրերի միջոցով տեղի է ունենում հողի վերին հորիզոնի հավասարա-

չափ տեղատարում: Այս գործընթացն ընթանում է դանդաղ և ան-
 նկատ ձևով, որի ժամանակ ռելիեֆի բարձրադիր մասերից հողի
 մասնիկները տեղատարվում են ցածրադիր տարածքներ: Բարձրա-
 դիր գոտիների հողերը զրկվելով վերին հումուսային հորիզոնից՝
 դառնում են ավելի բաց գույնի, ինչպես նաև նկատվում է մշակաբույ-
 սերի բերքատվության նվազում: Իսկ ցածրադիր մասերում՝ ընդհա-
 կառակը, կուտակվում է մուգ գույնի, բերրիությամբ աչքի ընկնող
 մանրահող:



Նկար 3. Առվակային էրոզիայի օրինակ

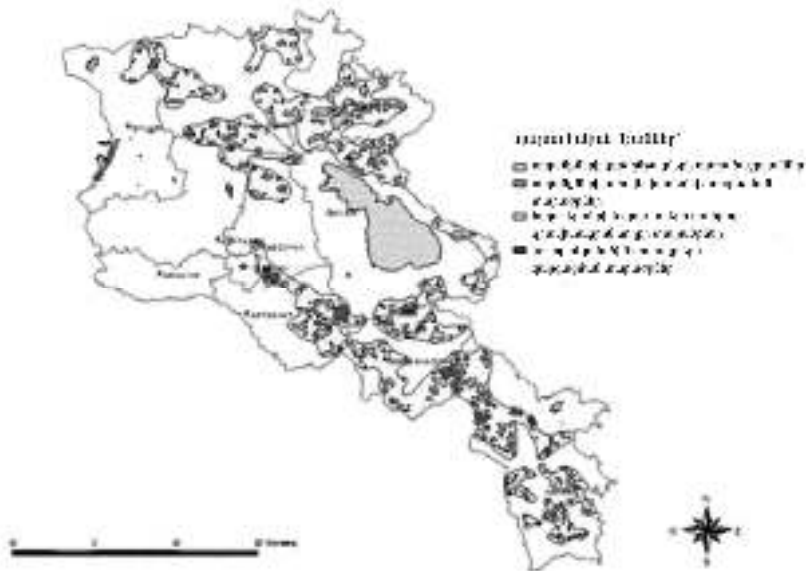
Առվակային էրոզիան զարգանում է արագ ձնհալների և հորդա-
 ռատ անձրևների ժամանակ՝ բուսականությամբ աղքատ, թեք վարե-
 լահողերում: Ջուրը, իր հետ տանելով հողի մանր մասնիկները, առա-
 ջացնում է ոչ խորը, միմյանց զուգահեռ առվակներ: Էրոզիայի այս
 տարատեսակի ուժեղացմանը նպաստում է լանջի թեքությամբ կա-
 տարվող վարը (նկ. 3):



Նկար 4. Չորակային էրոզիայի հետևանք

Չորակային էրոզիան հաջորդում է առվակային էրոզիային և զարգանում է մեծ թեքություն ունեցող լանջերի վրա, որոնք զրկված են անտառային բուսականությունից կամ աչքի են ընկնում թույլ ճմակավածությամբ (նկ. 4): Թեքությամբ իջնող առվակները իրար հետ միանալով առաջացնում են մեկ ընդհանուր հոսք, որը քանդում և տեղափոխում է հողի մակերեսային շերտը, հասնելով անգամ մինչև մայրական ապարներ: Չորակային էրոզիայի առաջացման արագությունը կախված է հողի տիպից, տարածքի ռելիեֆից, բնակլիմայական պայմաններից: Չորակները կտրտում են հողի անոթները, կըրճատում են վարելահողերի տարածքները, դժվարացնում են գյուղատնտեսական տեխնիկայի աշխատանքը և այլն:

Լեռնային շրջաններում հանդիպող ջրային էրոզիայի վտանգավոր ձևերից են նաև սելավային հոսքերը և սողանքները (նկ. 5): Սրանք առաջանում են լեռնային շրջաններում իրականացվող անտառհատումների և գերարածեցումների արդյունքում: Սելավային հոսքերը և սողանքները օժտված են ավերիչ ուժով, կարող են մեծ վնասներ հասցնել տնտեսությանը և երբեմն բերել մարդկային զոհերի:



Նկար 5. Հայաստանի Հանրապետության սողանքավտանգ գոտիները

Ջրային էրոզիային է պատկանում նաև ալիքների միջոցով ավաճներ՝ շրջանների հողային ռեսուրսների ոչնչացումը: Այս երևույթը առավել լավ է զարգանում արհեստական ջրամբարների ավաճներ՝ շրջաններում:



Նկար 6. Բռիգացիոն էրոզիան ագրոէկոհամակարգում

Արագացված էրոզիան կարելի է դասակարգել նաև ըստ մարդածին գործոնների: Դրանք են՝

- հողագործական, որն առաջանում է թեք լանջերը վարելու հետևանքով,
- արոտավայրային, որը կապված է անասունների չվերահրսկվող արածեցման հետ,
- բնակավայրային, նկատվում է այն բնակավայրերում, որտեղ գրունտային փողոցներով տեղի է ունենում ջրերի հոսք,
- ճանապարհաշինարարական, որը կապված է ճանապարհների կառուցման աշխատանքների հետ,
- ռազմական, որը պայմանավորված է ծանր ռազմական տեխնիկայի ու տարբեր զինատեսակների օգտագործման հետ,
- լեռնհանքարդյունաբերական, որը կապված է բաց հանքավայրերի շահագործման հետ,

- իռիգացիոն, որը բնորոշ է ոռոգելի հողատարածքներին և առաջանում է ջրման նորմերի խախտման արդյունքում: Հողերի ոռոգման ժամանակ երբեմն ջուրը հոսելով հզոր հոսքով վնասում ու քայքայում է հողը՝ առաջացնելով առվակներ (նկ. 6):

Էրոզիայի դեմ պայքարի մեթոդները բաժանվում են երկու խմբի՝ ընդհանուր, որը կարելի է կիրառել բոլոր հողատարածքներում՝ անկախ դրա գտնվելու բնակլիմայական պայմաններից և հատուկ միջոցառումներ՝ յուրաքանչյուր տարածաշրջանի համար: Էրոզիայի դեմ պայքարի ընդհանուր մեթոդների մեջ մտնում են հետևյալ միջոցառումները.

- ճիշտ ցանքաշրջանառությունը,
- հողապաշտպան անտառաշերտերի ստեղծումը,
- հիդրոտեխնիկական սարքավորումների կատարելագործումը,
- միամյա մշակաբույսերի փոխարինումը բազմամյաներով,
- շարային ցանքի փոխարինումը համատարած ցանքով,
- լանջի թեքությանը ուղղահայաց վարի կիրառումը,
- թեք լանջերի վրա բազմամյա խոտաբույսերով բուֆերային գոտու հիմնումը,
- խիստ էրոզացված, ավազային, սողանքավտանգ շրջաններում գյուղատնտեսական աշխատանքների դադարեցումը,
- խոշոր և մանր եղջերավոր անասունների արածեցման գործընթացի վերահսկումը,
- օրգանական պարարտանյութերի օգտագործումը,
- հողագրոմտային ճանապարհների պաշտպանությունը հողատարումից:

Հատուկ միջոցառումները, կախված տվյալ տարածքի բնակլիմայական պայմաններից, կարող են փոփոխվել: Օրինակ առատ տեղումներով շրջաններում անհրաժեշտ է մեծացնել վարելաշերտի հզորությունը, որը կնպաստի ջրի արագ ներծծմանը և մակերևութային հոսքի նվազմանը:

Լաբորատոր աշխատանք 1.1.

Հողի էրոզացվածության աստիճանի գնահատումը՝ ըստ մորֆոլոգիական չափանիշների փոփոխության

Հողերը, նույնիսկ իրենց դասակարգման ամենացածր տաքսոնոմիական մակարդակում, բնութագրվում են կառուցվածքի, հատկությունների և բաղադրության որոշակի ցուցանիշներով: Էրոզացված հողերում, չէրոզացված հողերի հետ համեմատած, կարող է նկատվել այդ ցուցանիշների արժեքների շեղում: Օրինակ, սևահողերը, էրոզացվածության աստիճանի մեծացմանը զուգահեռ, դառնում են ավելի փոքր հզորությամբ, ցածր հումուսայնությամբ և ավելի կարբոնատային: Ներկայումս հողերի էրոզացվածության աստիճանի գնահատումը իրականացվում է երկու հիմնական չափանիշով՝ ըստ հողի գենետիկական այս կամ այն հորիզոնի տեղատարման աստիճանի և ըստ հումուսի պարունակության փոփոխության:

Մորֆոլոգիական ցուցանիշների հիման վրա հողերի էրոզացվածության աստիճանը որոշելու համար նախ պետք է ընտրել չէրոզացված հողային կտրվածք, որը պետք է հանդիսանա որպես էտալոնային: Տեսականորեն ցանկացած կոնկրետ տարածքի համար պետք է վերցվի հենց տվյալ շրջանի էտալոնային կտրվածք, սակայն գործնականում այն դժվար է իրականացնել, քանի որ դժվար է գտնել էրոզացումից լրիվ պահպանված հողատարածքներ: Այդ իսկ պատճառով նպատակահարմար է էտալոնային կտրվածքների ընդհանրացված տվյալները վերցնել գրականությունից:

Որևէ կոնկրետ տարածքի էրոզացվածության աստիճանի գնահատման համար, նախ և առաջ, անհրաժեշտ է պատրաստել հողային կտրվածք և որոշել հողաշերտի տարբեր հորիզոնների հզորությունները, ինչպես նաև կատարել որոշ վիզուալ դիտարկումներ (մասնավորապես հորիզոնների գունային փոփոխությունները):

Դիտարկված տվյալների և աղյուսակ 1-ի տվյալների հիման վրա՝ կարելի է գնահատել հողի էրոզացվածության աստիճանը:

Հողերի էրոզացվածության աստիճանի գնահատման սանդղակ [22]

Հողի էրոզացվածության աստիճանը	Գնահատման չափորոշիչները
Թույլ էրոզացված	Տեղատարված է A հորիզոնի կեսից քիչը կամ հողի ողջ կտրվածքի մինչև 30 %-ը, նկատվում է գույնի աննշան փոփոխություն (հողի գույնը դառնում է ավելի բաց):
Միջին էրոզացված	Տեղատարված է A հորիզոնի կեսից ավելին կամ ընդհանրապես A հորիզոնը բացակայում է: Հողի ողջ կտրվածքի մինչև 30-50 %-ը տեղատարված է: Նկատվում է գույնի նկատելի փոփոխություն:
Ուժեղ էրոզացված	Տեղատարված է B ₁ հորիզոնի մի մասը կամ ամբողջ B ₁ հորիզոնը: Հողի ողջ կտրվածքի 50 %-ից ավելին տեղատարված է: Հողի վերին հորիզոնի գույնը շատ բաց է:

Լաբորատոր աշխատանք 1.2.***Հողի էրոզացվածության աստիճանի գնահատում՝
ըստ հումուսի պարունակության փոփոխության***

Ինչպես նշվեց 1.1 լաբորատոր աշխատանքում, հողերի էրոզացվածության աստիճանը կարելի է որոշել նաև՝ ըստ հողի այս կամ այն հորիզոնում հումուսի պարունակության փոփոխության: Հողերի էրոզիայի արդյունքում նկատվում է հողում պարունակվող հումուսի քանակի նվազում, որի հետ կապված՝ նաև բերքատվության անկում և այլ էկոլոգիական գործառնությունների վատացում: Այս մեթոդով գնահատման ժամանակ ստացված տվյալները ևս պետք է համեմատվի էտալոնային չէրոզացված հողամուշում պարունակվող հումուսի քանակի հետ, իսկ այդ տվյալները կա՛մ կարելի է որոշել, կա՛մ էլ վերցնել գրականությունից: Հողի էրոզացվածության աստիճանը,

ըստ հումուսի պարունակության փոփոխության, կարել է գնահատել օգտվելով աղյուսակ 2-ից:

Աղյուսակ 2

Հողերի էրոզացվածության գնահատման սանդղակ՝ ըստ 0 – 50 սմ հողաշերտում սրուգիչ նմուշի հետ համեմատած հումուսի պարունակության փոփոխության:

Հողի էրոզացվածության աստիճանը	Գնահատման ցուցանիշը
Թույլ էրոզացված	Հումուսի պարունակությունը ստուգիչ նմուշի հետ համեմատած նվազել է մինչև 20 %-ով:
Միջին էրոզացված	Հումուսի պարունակությունը ստուգիչ նմուշի հետ համեմատած նվազել է 20 - 40 %-ով:
Ուժեղ էրոզացված	Հումուսի պարունակությունը ստուգիչ նմուշի հետ համեմատած նվազել է 40 %-ից ավելի:

Հողում հումուսի պարունակությունը կարելի է որոշել Ի.Վ. Տյուրինի մեթոդով:

Աշխատանքի ընթացքը:

Անհրաժեշտ է վերցնել արմատներից մաքրված և 0,25 մմ տրամագիծ ունեցող մաղով անցկացված 0,05 – 0,5 գ հող: Հողի նմուշը տեղափոխում են 100 մլ տարողությամբ կոնաձև փորձանոթի մեջ և վրան դանդաղ ավելացնում 10 մլ 0,4 նորմալանոց $K_2Cr_2O_7$ -ի լուծույթ: Կուլբան գգուշորեն շրջանաձև խառնելուց հետո՝ ծածկում են ապակե տանձիկով և դնում էլեկտրական սալիկի վրա: Լուծույթը պետք է 5 րոպե թույլ եռա: Եռման ընթացքում լուծույթը փոխում է իր գույնը՝ նարնջագույնից դառնալով գորշ շագանակագույն: Եթե լուծույթն ընդունում է կանաչ գունավորում, այսինքն քրոմաթթուն ամբողջովին

ծախսվել է հողում պարունակվող հումուսի օքսիդացման ժամանակ, ապա փորձը կրկնում են՝ նվազեցնելով հողի կշիռը, որպեսզի ապահովեն քրոմաթթվի ավելցուկ: 5 լույս եռալույց հետո կոլբան վերցնում են էլեկտրական սալիկի վրայից և թողնում են սառելու (մինչև սենյակային ջերմաստիճան): Դրանից հետո կոլբայի վզիկը և ապակյա տանձիկը լվանում են փոքր քանակությամբ (10 – 20 մլ) թորած ջրով, վրան ավելացնում են 3 – 5 կաթիլ 0,2 %-անոց ֆենիլանտրանիլաթթու և տիտրում են 0,2 նորմալանոց Մորի աղի լուծույթով՝ մինչև բալամանուշակագույն գունավորումը վերածվի մուգ գորշ կանաչավունի: Քանի որ ինդիկատորի գույնը փոխվում է կտրուկ, ուստի Մորի աղի լուծույթը տիտրման ժամանակ ավելացնում են դանդաղ և պարբերաբար կոլբայի պարունակությունը թափահարում են:

Օրինակ՝ հումուսի պարունակության որոշման համար վերցվել է 0,25 գ հող, որի վրա ավելացվել է 10 մլ 0,4 նորմալանոց $K_2Cr_2O_7$ լուծույթ, իսկ վերջինիս ավելցուկի տիտրման համար ծախսվել է 9,6 մլ 0,2 նորմալանոց Մորի աղի լուծույթ: Հաշվարկը կատարվում է հետևյալ բանաձևով.

$$C = \frac{[(0,4 \times 10) - (0,2 \times 9,6)] \times N \times H \times 100}{0,25},$$

որտեղ՝

C – հումուսի պարունակությունն է %-ներով

N – ածխածնի մգ/էկվ քանակությունն է և հավասար է 0,003-ի

H – ածխածնի քանակը հումուսի վերածման գործակիցն է և հավասար է 1,724-ի

Հաշվարկներից պարզվել է, որ հումուսի պարունակությունը կազմել է 4,3 %:

Ռեակտիվներ՝

1. 0,4 նորմալանոց $K_2Cr_2O_7$ լուծույթ (1:1 ծծմբական թթու)

Անհրաժեշտ է վերցնել 40 գ բյուրեղացված $K_2Cr_2O_7$ և լուծել 500 – 600 մլ թորած ջրում, ապա ֆիլտրել 1 և տարողությամբ չափիչ կոլբայի մեջ և ավելացնել թորած ջուր մինչև 1 լ-ի միջը: Հետո պարունա-

կուրքունը տեղափոխել 2,5 – 3 լ տարողությամբ ջերմակայուն կուրայի մեջ և վրան ավելացնել ոչ մեծ չափաբիծմներով 1 լ ծծմբական թթու (տեսակարար կշիռը = 1,84) ու խառնել: Ապա թողնել, որ սառչի և պահել մութ տեղում:

2. 0,2 նորմալանոց Մորի աղի լուծույթ

Անհրաժեշտ է վերցնել 80 գ Մորի աղ $((\text{NH}_4)_2\text{SO}_4 \times \text{FeSO}_4 \times 6\text{H}_2\text{O})$, տեղափոխել 1 լ կուրայի մեջ և վրան ավելացնել 1 նորմալանոց ծծմբական թթվի լուծույթ՝ մոտավորապես կուրայի 2/3 ծավալով (1 լ 0,2 նորմալանոց Մորի աղի լուծույթ պատրաստելիս օգտագործվող 1,84 տեսակարար կշիռ ունեցող ծծմբական թթվի ծավալը պետք է գերազանցի 20 մլ-ը), և թափահարել մինչև աղի լուծվելը: Ապա ֆիլտրել 1 լ տարողությամբ չափիչ կուրայի մեջ և վրան ավելացնել թորած ջուր մինչև նիշը, խառնել ու պահել օդից մեկուսացված վիճակում:

Մորի աղի լուծույթի նորմալականությունը անհրաժեշտ է ստուգել 0,1 նորմալանոց KMnO_4 լուծույթով, որի համար պետք է վերցնել 250 մլ տարողությամբ կոնաձև կուրա, մեջը լցնել 1 մլ ծծմբական թթու (տեսակարար կշիռը = 1,84), ապա 10 մլ Մորի աղի լուծույթ, 50 մլ թորած ջուր և տիտրել 0,1 նորմալանոց KMnO_4 լուծույթով մինչև բաց վարդագույն գունավորումը, որը չի անհետանում 1 րեպեի ընթացքում: Տիտրումը պետք է կատարել եռակի կրկնողությամբ: Նորմալականությունը հաշվարկվում է հետևյալ բանաձևով՝

$$N_1 = \frac{N_2 x V_2}{V_1},$$

որտեղ՝

N_1 - Մորի աղի լուծույթի նորմալականությունն է,

V_1 - Մորի աղի լուծույթի ծավալն է (10 մլ),

N_2 - KMnO_4 լուծույթի նորմալականությունն է,

V_2 - KMnO_4 լուծույթի ծավալն է:

3. 0,2 % ֆենիլանտրանիլաթթու

Անհրաժեշտ է վերցնել 0,2 գ ֆենիլանտրանիլաթթու ($\text{C}_{13}\text{H}_{11}\text{O}_2\text{N}$) և լուծել 100 մլ 0,2 %-ոց Na_2CO_3 լուծույթում:

ԹԵՄԱ 2

ՀՈՂԻ ԱՂԱԿԱԼՈՒՄԸ ԵՎ ԴՐԱ ԷԿՈԼՈԳԻԱԿԱՆ ՀԵՏԵՎԱՆՔՆԵՐԸ

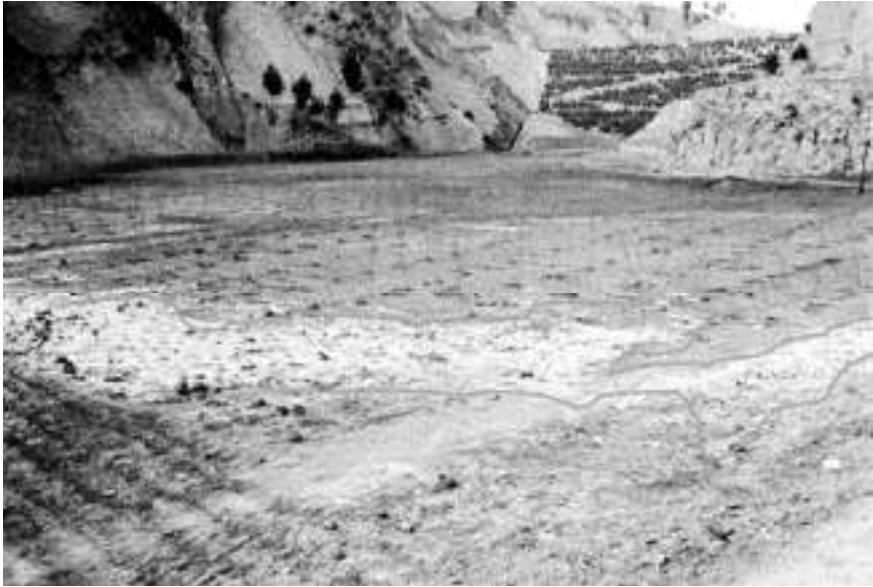
Հողերի աղակալումը համամոլորակային էկոլոգիական հիմնախնդիր է: Այս երևույթը նկատվում է ավելի քան 100 երկրներում և ընդգրկում է գրեթե բոլոր կլիմայական գոտիները: Աղակալված հողերի ընդհանուր մակերեսը կազմում է շուրջ 950 մլն հա կամ երկրի հողատարածքների 7,26 %-ը:

Աղակալված հողերին են պատկանում աղուտները, խորը աղակալված հողերը և այլն: Աղակալված հողերը մեծ տարածում ունեն հատկապես անապատային, կիսաանապատային, տափաստանային և անտառատափաստանային գոտիներում: Հայաստանում աղակալված հողեր հանդիպում են հիմնականում Արարատյան հարթավայրում (մոտ 30000 հա):

Հողերի աղակալման գործընթացը կարող է պայմանավորված լինել ինչպես բնական (առաջնային աղակալում), այնպես էլ մարդածին գործոններով (երկրորդային աղակալում):

Բնական աղակալված հողերը առավել շատ են տարածված այն շրջաններում, որտեղ ոչ մեծ խորությունների վրա, երկրաբանական պայմանների փոփոխությունների արդյունքում, ձևավորվել են աղի հանքավայրեր: Գյուղատնտեսական ոռոգելի շրջաններում հանդիպում են մաս երկրորդային աղակալված հողեր: Այն առավել շատ է հանդիպում չորային և կիսաչորային գոտիներում: Մասնավորապես աղակալման ռիսկը առավել մեծ է այն ոռոգելի հողատարածքներում, որտեղ արիդայնության գործակիցը (տարեկան տեղումների հարաբերությունը տարեկան գոլորշիացվող ջրերի քանակի վրա) ցածր է 0,65-ից: Հողերի երկրորդային աղակալման հիմնական պատճառներն են՝ ոռոգման նորմերի խախտումը, դրենաժների բացակայության պայմաններում իրականացվող ոռոգումը, դաշտերում ֆիլտրացիայի հետևանքով տեղի ունեցող ջրի մեծ կորուստները,

ջրանցների ջրամեկուսիչ շերտի բացակայությունը, ոռոգման նպատակով բարձր հանքայնությամբ ջրի օգտագործումը և այլն (նկ. 7):



Նկար 7. Երկրորդային աղակալված հող

Հողերի երկրորդային աղակալում կարող է տեղի ունենալ ոչ միայն ոռոգման, այլ նաև հողերի չորացման հետևանքով (նկ. 8): Օրինակ, մինչ հիդրոտեխնիկական կառույցներով գետերի հոսքի կարգավորումը ամենամյա վարարումների ժամանակ ջրերը ողողում են գետաբերանի շրջակա տարածքները և գետահովիտը՝ լվանալով հողի վերին շերտերում կուտակված աղի ավելորդ քանակությունը: Ներկայումս գետաբերաններին հարող գերխոնավ տարածքներում հողերի լվացվող ռեժիմը ինտենսիվ գոլորշիացման հետևանքով փոխարինվել է չորացման ռեժիմով, որն էլ իր հերթին բերում է այդ տարածքների աղակալմանը:

Ընդհանուր առմամբ երկրորդային աղակալման ժամանակ հողային հորիզոնում տեղի է ունենում աղի շարունակական կուտա-

կում, որը ներկայումս ավելի հաճախակի է նկատվում: Դա պայմանավորված է նորանոր գերխոնավ տարածքների չորացմամբ, ոչ նորմավորված ոռոգմամբ, բարձր հանքայնություն ունեցող գրունտային ջրերի մակարդակի բարձրացմամբ և այլ գործընթացներով: Հայաստանի Հանրապետությունում, մասնավորապես Արարատյան հարթավայրում, այս գործընթացներին նպաստում են նաև բազմաթիվ արհեստական ձկնաբուծական ջրամբարները, որոնք առաջ են բերում գրունտային ջրերի մակարդակի բարձրացում:



Նկար 8. Չորացման հետևանքով հողի երկրորդային աղակալում

Երկրորդային աղակալում կարող է առաջանալ նաև արոտավայրերի գերծանրաբեռնվածության ժամանակ, որի հիմնական պատճառներից են.

- բուսական ծածկույթի ոչնչացումը և դրա հետ կապված՝ հողից ջրի գոլորշացման մեծացումը,
- հողի ամրացման հետևանքով մագաղան ծակոտկենության մեծացումը, ինչը նպաստում է մարգագետիններում բարձր հանքայնություն ունեցող գրունտային ջրերի բարձրացմանը, իսկ ավտոմոբիլ թեթև աղակալված հողերում՝ հողի խորը, աղակալված հորիզոններից հողային լուծույթի բարձրացմանը:

Աղակալված հողերը տարբերվում են ըստ իրենց աղակալված հորիզոնի խորության, աղերի քիմիական կազմով և աղակալման աստիճանով: Ըստ աղակալված հորիզոնի խորության՝ հողերը բաժանվում են.

- աղուտային (աղակալված հորիզոնը գտնվում է հենց հողի մակերեսին՝ 0-30 սմ խորության վրա),
- աղուտանման (աղակալված հորիզոնը գտնվում է 30-80 սմ խորության վրա),
- խորը աղուտանման (աղակալված հորիզոնը գտնվում է 80-150 սմ խորության վրա),
- խորը աղակալված (աղակալված հորիզոնը գտնվում է 150 սմ-ից ավելի խորը):

Կապված նրա հետ, որ տարբեր աղեր ունեն ոչ միանման թունավոր ազդեցություն բույսերի վրա, աղակալված հողերը տարբերվում են նաև ըստ աղերի բաղադրության: Աղակալվածության տիպը որոշում է ջրային քաշվածքի անալիզի օգնությամբ և հիմնականում հիմնվում է տարբեր անիոնների պարունակությունների հարաբերության վրա: Աղակալված հողի անվան մեջ նշում են միայն այն անիոնները, որոնց պարունակությունը գերազանցում է բոլոր անիոնների գումարային մ. էկվ-ի 20 %-ը և այդ շարքի վերջում գրվում է գերակայող անիոնը:

Ըստ այդմ առանձնացվում են աղակալման հետևյալ տեսակները.

1. սուլֆատա-քլորիդային,
2. քլորիդա-սուլֆատային,
3. կարբոնատա-քլորիդա-սուլֆատային,
4. քլորիդա-սուլֆատա-կարբոնատային:

Աղակալման աստիճանից կախված, հողերը լինում են՝ չաղակալված, թույլ, ուժեղ և շատ ուժեղ աղակալված (աղուտներ, նկ. 9): Շատ ուժեղ աղակալված են համարվում այն հողերը, որոնց մակերեսային շերտում պարունակվում է 0,5-1,2 % ջրալուծ աղեր: Այստեղ բուսականությունը բացակայում է կամ ներկայացված է հատուկ հալոֆիլ տեսակներով (աղյուսակ 3):

Հողերի աղակալման աստիճանը և մշակաբույսերի վիճակը [10]

Հողերի աղակալման աստիճանը և ջրալուծ աղերի պարունակությունը	Միջին աղակայունություն ունեցող բույսերի վիճակը
Չաղակալված, <0,1%	Նկատվում է բույսերի լավ աճ և զարգացում (բերքատվությունը բարձր է)
Թույլ աղակալված, 0,1-0,3%	Նկատվում է բույսերի վրա թույլ ճնշում (բերքատվության նվազում 10-20%)
Միջին աղակալված, 0,3-0,5%	Նկատվում է բույսերի վրա միջին ճնշում (բերքատվության նվազում 20-50%)
Ուժեղ աղակալված, 0,5-1,2%	Նկատվում է բույսերի վրա ուժեղ ճնշում (բերքատվության նվազում 50-80%)
Աղուտներ, >1,2%	Գոյատևում են միայն առանձին բույսեր (բերքատվության բացակայում)

Աղակալված հողերում բույսերի աճը կախված է հողային լուծույթում աղերի խտությունից և քիմիական կազմից: Աղերի ազդեցությունը բույսերի աճի վրա պայմանավորված է ջրի օսմոտիկ կապվածության հետ և պրոտոպլազմայի վրա իոնների յուրօրինակ ազդեցությամբ: Աղային լուծույթների խտության բարձրացմանը զուգահեռ ջուրը դառնում է ոչ մատչելի բույսերի համար: Այս երևույթը կոչվում է «ֆիզիոլոգիական երաշտ», այսինքն հողի բավարար խոնավության պայմաններում բույսերը չեն կարողանում կլանել համապատասխան քանակի ջուր: Բացի այդ, աղերը ներթափանցելով բուսական բջիջ՝ թունավոր ազդեցություն են թողնում պրոտոպլազմայի վրա:



Նկար 9. Աղույրներ

Առավել մեծ թունավոր ազդեցությամբ օժտված են նատրիումի, քլորի և բորի իոնները: Տարբեր բույսերի մոտ քիչօքիչ մասնանում են հողային լուծույթում աղերի տարբեր խտությունների դեպքում: Օրինակ, աղակալման նկատմամբ զգայուն բույսերը մասնանում են, երբ NaCl-ի խտությունը հասնում է 1-1,5 %-ի, իսկ աղադիմացկուն տեսակները կարողանում են գոյատևել NaCl-ի 6 % և ավելի խտության լուծույթներում: Աղակալվածության հետևանքով բազմամյա տրնկարկների բերքատվության անկաման սանդղակը ներկայացված է աղյուսակ 4-ում:

*Քաղմամյա տնկարկների բերքատվության մակարդակը տարբեր
աստիճանի աղակաված հողերում*

Աղակավածության աստիճանը	Խաղողի այգի	Պտղատու այգի
Չաղակաված հողեր	1,00	1,00
Թույլ աղակաված հողեր	0,90	0,50
Միջին աղակաված հողեր	0,70	0,25
Ուժեղ աղակաված հողեր	0,50	0,10
Աղուտներ	0,00	0,00

Հողերի աղակավածության աստիճանի էկոլոգիական գնահատման ժամանակ կիրառում են «Կենսաբանական աղակայունություն» և «Ագրոնոմիական աղակայունություն» հասկացությունները: Կենսաբանական աղակայունությունը կամ աղադիմացկունությունը բույսերի ունակությունն է աղակաված հողերում անցկացնել անհատական զարգացման ողջ ցիկլը, բայց այդ պայմաններում հիմնականում նկատվում է օրգանական նյութերի կուտակման ցածր ինտենսիվություն: Ագրոնոմիական աղակայունությունը օրգանիզմի ունակությունն է գոյատևել (անցկացնել ամբողջ ցիկլը) աղակաված հողերում և ապահովել բավարար բերքատվություն:

Բույսերը միմյանցից տարբերվում են աղակայունության աստիճանով: Կան աղակայուն բույսերի բազմաթիվ դասակարգումներ: Սակայն միևնույն բույսը դասակարգման տարբեր համակարգերում կարող է ունենալ տարբեր դիրք, քանի որ աճեցման տարբեր պայմաններում բույսերի աղակայունության աստիճանը փոխվում է: Օրինակ, աղակավածության մույն պայմաններում բույսերի դիմացկունությունը բարձրանում է հողի խոնավության բարձրացմանը զուգահեռ: Այն կախված է նաև շրջակա միջավայրի ջերմաստիճանից, ցուրտ եղանակին ջրի պահանջը քիչ է և բույսերը ավելի լավ են գոյատևում աղակաված հողերում, քան շոգ եղանակին: Աղակայունության վրա ազդում է հողի մեխանիկական կազմը, ծանր մեխանիկա-

կան կազմ ունեցող հողերում բույսերի դիմակայունությունը բարձր է, քան թեթև մեխանիկական կազմ ունեցող հողերում: Բույսերի աղակայունությունը բարձրանում է հողում հումուսի բարձր քանակության դեպքում:

Ինչպես նշվեց երկրորդային աղակալման հիմնական պատճառներից են ոռոգման գործընթացի սխալ կազմակերպումը և այդ նպատակով բարձր հանքայնությամբ ջրերի օգտագործումը: Ոչ կատարյալ ոռոգման համակարգի պայմաններում ջրանցքներով և դաշտով հոսելու ժամանակ ջրի կեսից ավելին ֆիլտրացիայի հետևանքով կորչում է, այն կարող է հասնել գրունտային ջրերին և բարձրացնել դրանց մակարդակը: Գրունտային ջրերի բարձր մակարդակի դեպքում կապիլյար ուժերի օգնությամբ ջուրը հասնում է հողի մակերես, որի գոլորշիացման հետևանքով կարող է տեղի ունենալ երկրորդային աղակալում: Գրունտային ջրերի մակարդակի բարձրացման արագությունը կախված է ոռոգման համակարգի օգտակար գործողության գործակցից, ջրօգտագործման վերահսկողությունից, ոռոգման ձևից ու նորմերից, գրունտային ջրերի սկզբնական մակարդակից, տարածքի բնական դրենաժային պայմաններից: Ինչքան վատ են նշված ցուցանիշները, այնքան ավելի մեծ է ոռոգման ժամանակ գրունտային ջրի մակարդակի բարձրացման հավանականությունը:

Գրունտային ջրերի մակարդակի բարձրացման ժամանակ նկատվող երկրորդային աղակալումը գնահատելու համար առաջարկվել է գրունտային ջրերի կրիտիկական խորություն հասկացությունը: Դա գրունտային ջրի այն մակարդակն է, որից բարձր գտնվելու դեպքում այն հողի մագալանության (ջուր բարձրացնելու հատկություն) միջոցով կարող է հասնել հողի մակերես և առաջացնել երկրորդային աղակալում: Գրունտային ջրերի կրիտիկական մակարդակը առաջին հերթին կախված է հողի մագալանությունից և գրունտային ջրի հանքայնացվածության աստիճանից:

Ընդունված է, որ գրունտային ջրի կրիտիկական խորությունը չորային տարածքներում տատանվում է 2-3 մ սահմանում, այսինքն հողերի երկրորդային աղակալումից խուսափելու համար ոռոգելի

շրջաններում գրունտային ջրերի մակարդակը չպետք է գերազանցի այդ ցուցանիշը: Հողի երկրորդային աղակալման զարգացման մեջ մեծ դեր է խաղում նաև ոռոգելի ջրի հանքայնացման աստիճանն ու քիմիական բաղադրությունը: Օրինակ ստորգետնյա և դրենաժային ջրերը աչքի են ընկնում բարձր հանքայնացման աստիճանով և այս ջրերի կիրառումը հաճախ բերում է երկրորդային աղակալման: Ոռոգման նպատակով ընդհանրապես պետք է բացառել ծովերի և օվկիանոսների ջրերի օգտագործումը, սակայն Աֆրիկյան որոշ պետություններում մինչև օրս էլ ոռոգման նպատակով օգտագործվում են ծովերի, օվկիանոսների և բարձր հանքայնության աստիճան ունեցող գրունտային ջրերը, որի արդյունքում էլ երկրորդային աղակալում ունեցող տարածքները գնալով մեծանում են: Ոռոգման նպատակով օգտագործելու համար առավել նպատակահարմար են համարվում այն ջրերը, որոնց հանքայնացման աստիճանը չի անցնում 1գ/լ-ից: Սակայն համաշխարհային փորձում կան հաջողված դեպքեր, երբ թեթև մեխանիկական կազմ ունեցող հողերի ոռոգման համար կիրառել են մինչև 5 - 6 գ/լ հանքայնացվածություն ունեցող ջրեր: Իսկ ընդհանուր առմամբ միջին և ծանր մեխանիկական կազմ ունեցող հողերի ոռոգման համար ջրի սահմանային թույլատրելի հանքայնացման աստիճանը կազմում է 2 – 3 գ/լ, իսկ ավազակավային և ավազային հողերի համար՝ 10 – 12 գ/լ:

Երկրորդային աղակալման դեմ պայքարելու, ինչպես նաև աղակալման գործընթացի կանխարգելման համար իրականացվում են մի շարք միջոցառումներ, որոնցից են խորը (2,5 – 3,5 մ) հորիզոնական ցամաքուրդների (դրենաժների) կառուցումը, իսկ համապատասխան երկրաբանական պայմանների առկայության դեպքում՝ ուղղահայաց ցամաքուրդների կառուցումը (25 – 80 մ) և այլն: Ցամաքուրդների դերը կախված հողատիպից, մշակման ձևից, գրունտային ջրերի խորությունից ու հանքայնացման աստիճանից, հողի աղակալվածության աստիճանից և հողի քիմիական բաղադրությունից կարող է լինել տարբեր: Օրինակ, եթե բարձր հանքայնացման աստիճան ունեցող գրունտային ջրերի խորությունը մեծ է և ոռոգման դեպքում կա-

րող է տեղի ունենալ ջրի մակարդակի բարձրացում, ապա ցամաքությունային համակարգի գործառույթը գրունտային ջրերը կրիտիկական մակարդակից ցածր պահպանելու մեջ է: Իսկ եթե գրունտային ջրերի խորությունը ի սկզբանե բարձր է կրիտիկական մակարդակից, ապա ցամաքություն համակարգը պետք է նպաստի գրունտային ջրերի մակարդակի իջեցմանը, գոլոշիացման տիպի փոփոխությանը, հողի աղակերծման նպատակով կիրառվող լուծույթների հեռացմանը և այլն:

Ուժեղ աղակալված հողերի օգտագործումը հնարավոր է միայն մի շարք մեխորատիվ միջոցառումներ իրականացնելուց հետո: Եթե աղակալված հողերը գտնվում են չռոգվող շրջաններում, ապա դրանք օգտագործվում են որպես արոտավայր, իսկ եթե գտնվում են ռոռգվող տարածքներում, ապա որոշակի մեխորացիոն աշխատանքներ իրականացնելուց հետո ընդգրկում են վարելահողերի կազմի մեջ: Մեխորացիոն աշխատանքների իրականացման հիմնական նպատակը արմատաբնակ շերտից հեշտ լուծվող աղերի հեռացումն է, որին կարելի է հասնել լվացման աշխատանքների և ցամաքության համակարգի զուգակցման արդյունքում: Հողերի լվացման համար ծախսվող ջրի քանակությունը կախված է հողի մեխանիկական կազմից, աղակալման աստիճանից, բնույթից և կարող է տատանվել 2500 – 20000 մ³/հա սահմաններում: Մինչև հողերի լվացումը անհրաժեշտ է կատարել հողի խորը վար և հարթեցում:

Լաբորատոր աշխատանք 2.1.

Հողի աղակալվածության աստիճանի որոշումը՝ բար հողային քաշվածքի չոր մնացորդի

Աշխատանքի ընթացքը:

Հողի աղակալվածության աստիճանի որոշման համար անհրաժեշտ է վերցնել օդաչոր վիճակում գտնվող հող, մանրացնել և անցկացնել 1 մմ տրամագիծ ունեցող մաղով: Մինչև փորձի սկսելը անհրաժեշտ է որոշել հողում հիգրոսկոպիկ խոնավությունը, որպեսզի

արդյունքները վերահաշվարկվեն: Օրինակ եթե այն կազմել է 5,18 %, ապա ուսումնասիրության համար վերցվում է 105,46 գ օդաչորային հող (այն համապատասխանում է 100 գ բացարձակ չոր հողին): Կշռված հողը անհրաժեշտ է տեղափոխել 750 – 1000 մլ կուլբայի մեջ և վրան ավելացնել հողի զանգվածից 5 անգամ ավել թորած ջուր (ածխաթթու գազ չպարունակող): Ապա կուլբան փակել ռետինե խցանով, խառնել 5 րոպե և ֆիլտրել ֆիլտրի թղթով: Ֆիլտրի թուղթը պետք է դրվի 15 – 20 սմ տրամագծով ձագարի մեջ այնպես, որ այն 0,5 – 1 սմ ներքև գտնվի ձագարի եզրից: Մինչև ձագարի մեջ լցնելը, կուլբան պետք է լավ թափահարել, որպեսզի լցնելուց հետո կուլբայի մեջ հող չմնա: Ֆիլտրման գործընթացը պետք է կրկնել այնքան, մինչև ստացվի թափանցիկ ջրային քաշվածք: Ստացված ջրային քաշվածքի ծավալը որոշվում է չափագլանի միջոցով: Ապա պետք է վերցնել նախապես չորացված և կշռված 7 – 10 սմ տրամագծով ճենապակյա թաս, մեջը լցնել 50 – 100 մլ չափաբաժիններով ջրային քաշվածք և գոլորշացնել էլեկտրական սալիկի վրա այնպես, որ այն չշիկանա: Լրիվ գոլորշացնելուց հետո ֆիլտրի թղթով մաքրել թասի արտաքին մասը և վերջնական չորացնել չորացնող պահարանում՝ 105° C-ի պայմաններում: Ստացված չոր մնացորդում կարող են պարունակվել ինչպես անօրգանական աղեր, այնպես էլ որոշ օրգանական միացություններ: Օրգանական միացությունների հեռացման համար պետք է թասը տեղափոխել մուֆելային վառարան և շիկացնել 10 – 15 րոպե 600 ° C-ի պայմաններում, մինչև որ նստվածքը ստանա սպիտակ գույն: Ապա ճենապակյա թասը կշռել և նախնական զանգվածի հետ ունեցած տարբերության միջոցով որոշել նստվածքի զանգվածը:

Հողում պարունակվող լուծելի անօրգանական աղերի զանգվածը որոշվում է հետևյալ բանաձևով.

$$S, \% = \frac{A \times V_1}{P \times V_2} \times 100,$$

որտեղ՝

S – հողում պարունակվող լուծելի աղերի տոկոսն է,

A – չոր մնացորդի զանգվածն է գրամներով,

P – վերցված բացարձակ չոր հողի զանգվածն է գրամներով,
V₁ – նախապես վերցված թորած ջրի ծավալն է միլիլիտրերով,
V₂ – ջրային քաշվածքի ծավալն է միլիլիտրերով:

Եթե հողում պարունակվում է 0,2 %-ից ավել լուծելի աղեր, ապա կարել է ասել, որ հողերում նկատվել է աղակալման գործընթաց, իսկ եթե աղերի պարունակությունը անցնում է 1 %-ը, ապա այդ հողերին կարելի է դասել աղուտների շարքին:

Ռեակտիվներ`

Ածխաթթու գազ չպարունակող թորած ջուր: Դրա համար անհրաժեշտ է վերցնել 2 – 3 լիտր թորած ջուր և եռացնել 30 րոպե, որի ընթացքում այն ազատվում է ածխաթթու գազից: Ապա փակել ռետինե խցանով և թողնել որ սառչի:

ԹԵՄԱ 3

ՇԱՆՐ ՄԵՏԱՂՆԵՐԸ ՈՐՊԵՍ ՀՈՂԻ ԱՂՏՈՏԻՉՆԵՐ

Ըստ միջավայրում ունեցած տարածվածության մասշտաբների ու վտանգավորության աստիճանի՝ ծանր մետաղները բոլոր աղտոտիչների մեջ զբաղեցնում են առաջին տեղը, միայն առանձին վայրերում դրանք զիջում են թունաքիմիկատներին: Ծանր մետաղներ տեղամիջը պայմանական է և մինչև այժմ ավելի հարմար անվանում դեռևս չկա, ընդ որում այդ խմբի մեջ են մտնում նաև ֆտորը, արսենը և այլ ոչ մետաղներ, հիմք ընդունելով միջավայրի և բիոտի համար դրանց տոքսիկությունը:

Ծանր մետաղների շարքին են դասվում Մենդելևի պարբերական համակարգի ավելի քան 40 քիմիական տարրեր (V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Mo, Cd, Sn, Hg, Pb, Bi և այլն): Ընդունված է ծանր մետաղներ համարել այն տարրերը, որոնք ունեն 50 միավորից բարձր ատոմային զանգված ու 5գ/սմ^3 -ից ավելի խտություն: Սակայն ծանր մետաղները (բացառությամբ կապարի, սնդիկի, կադմիումի ու բիսմութի որոնց կենսաբանական դերը դեռևս պարզաբանված չէ) շատ փոքր քանակություններով ($n \cdot 10^{-2} - n \cdot 10^{-5} \%$), որպես միկրոտարրեր ակտիվ մասնակցում են կենդանի օրգանիզմների կենսաբանական պրոցեսներին ու մտնում որոշ ֆերմենտների և այլ կենսաբանական ակտիվ նյութերի բաղադրության մեջ: Բնության մեջ հանդիպող ծանր մետաղներից առավել վտանգավոր են՝ սնդիկը (Hg), կադմիումը (Cd), արսենը (As), կոբալտը (Co), կապարը (Pb), նիկելը (Ni), պղինձը (Cu) և այլն (նկ. 10):

Կենսոլորտում հողը ծանր մետաղների կուտակման հիմնական բաղադրամասն է: Մարդու գործունեության արդյունքում միջավայր թափանցած ծանր մետաղների շուրջ 90%-ը կուտակվում է հողում: Այնուհետև դրանց մի մասը անցնելով ջրային միջավայր, կլանվում է բույսերի կողմից և հայտնվում սննդային շղթայում:



Նկար 10. Ծանր մետաղներ

Ծանր մետաղները, որպես կանոն, կուտակվում են հիմնականում հողի մակերեսային շերտում 0–10 (20) սմ, որտեղ դրանք գտնվում են ինչպես փոխանակային իոնների ձևով, այնպես էլ ոչ փոխանակային՝ հողի կլանող կոմպլեքսի կողմից ամուր կապված: Ջրալույծ (շարժուն) ձևերի պարունակությունը սովորաբար մեծ չէ, սակայն հողի ուժեղ աղտոտվածության դեպքում ծանր մետաղների շարժուն ձևերի բացարձակ քանակությունը ինքնաբերաբար դառնում է էկոլոգիական վտանգավոր գործոն:

Առաջին դասի մեջ մտնող արտակարգ թունավոր տարրերի դերը (բացի Zn-ից) կենդանի օրգանիզմների կյանքում դեռևս բացահայտված չէ, սակայն հայտնի է նաև, որ դրանց աննշան թվացող քանակները կարող են կործանարար ազդեցություն ունենալ բիոտի համար (աղյուսակ 5):

Կապարի, սնդիկի, կադմիումի, ցինկի, պղնձի, նիկելի կուտակումը հողում կատարվում է ավելի արագ տեմպերով, քան հեռացումն ու չեզոքացումը, որը տևում է հարյուրավոր, մույնիսկ հազարավոր տարիներ: Կուտակվելով հիմնականում հումուսային հորիզոններում՝ ծանր մետաղները դանդաղ հեռանում են հողային միջավայրի հիմնայնացման, բույսերի կողմից յուրացման, էրոզիայի ու դեֆլյացիայի

ուղիներով: Այդ գործընթացը երկար է տևում, օրինակ՝ հողից ցինկի կիսահեռացման ժամանակաշրջանը կազմում է 70-510 տարի, կադմիումինը՝ 13-110 տարի, պղնձինը՝ 310-1500 տարի, իսկ կապարինը՝ 740-5900 տարի [25]:

Աղյուսակ 5

*Ծանր մետաղների դասակարգումը՝ ըստ վրանգավորության
աստիճանի [36]*

I դասը արտակարգ թունավոր տարրեր	II դասը թունավոր տարրեր	III դասը քիչ թունավոր տարրեր
Կադմիում (Cd) Արսեն (As) Սնդիկ (Hg) Կապար (Pb) Սելեն (Se) Ցինկ (Zn)	Բոր (B) Կոբալտ (Co) Պղինձ (Cu) Մոլիբդեն (Mo) Նիկել (Ni) Անտիմոն (Sb) Քրոմ (Cr)	Բարիում (Ba) Վանադիում (V) Վոլֆրամ (W) Մանգան (Mn) Ստրոնցիում (Sr)

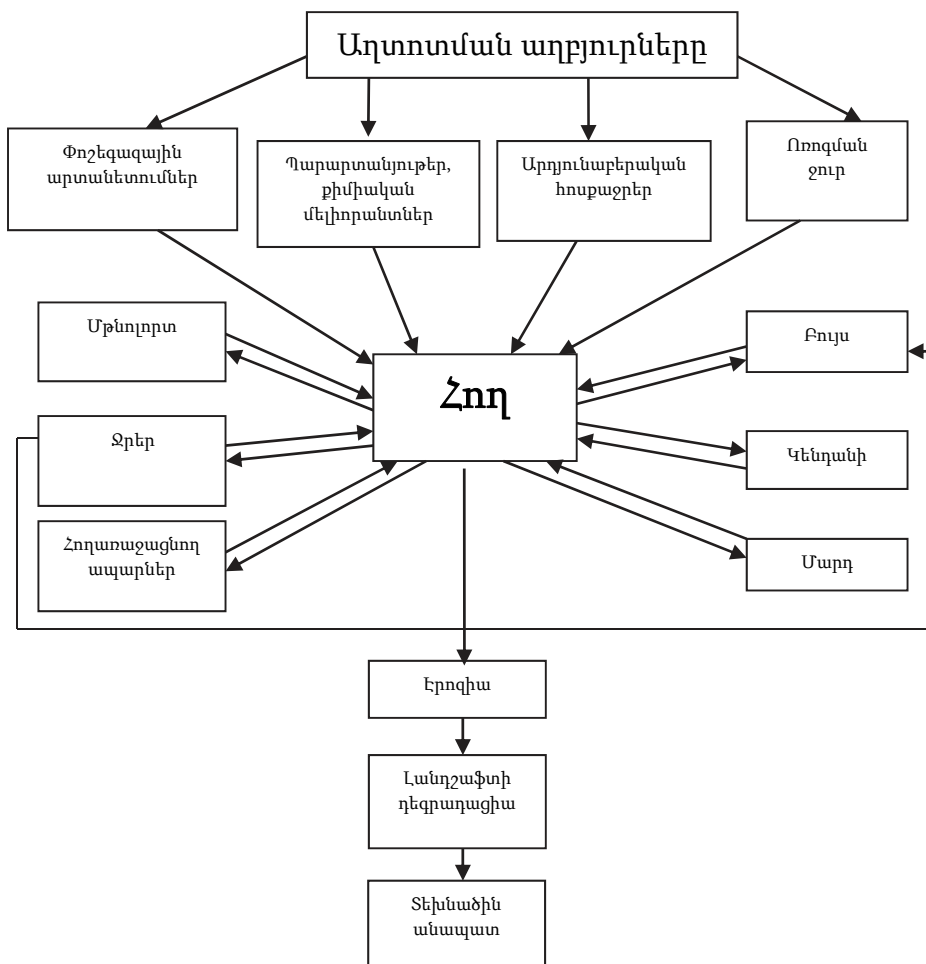
Ծանր մետաղները կուտակվելով հողում խախտում են նրա ֆիզիկաքիմիական հավասարակշռությունը ու պատճառ դառնում մի շարք բացասական փոփոխությունների՝ փոխվում է pH-ի մեծությունը, քայքայվում է հողի կլանող կոմպլեքսը, խախտվում են միկրոկենսաբանական պրոցեսները, վատթարանում է ջրաօդային ռեժիմը, նվազում է հումուսի պարունակությունը և արդյունքում հողը կորցնում է իր բերրիությունը (նկ. 11):



Նկար 11. Ծանր մետաղներով աղտոտված հողապարսածք

Տեխնածին աղտոտված հողերում ծանր մետաղները բացասական ազդեցություն են բողնում մասն հողի կենսաբանական ակտիվությունը բնորոշող (ինվերտաց, ֆոսֆատաց, ուրեաց, կատալաց) ֆերմենտների ակտիվության և շնչառության (հողից արտազատվող ածխաթթու գազի քանակը) ինտենսիվության վրա:

Հողում ծանր մետաղների խտության մեծացմանը զուգընթաց մշակաբույսերում դրանց պարունակությունը մույնպես ավելանում է: Այսինքն, աղտոտված հողերում աճեցրած մշակաբույսերը պարունակում են համեմատաբար մեծ քանակությամբ ծանր մետաղներ, այլ կերպ ասած հողում և բույսերում ծանր մետաղների պարունակության միջև առկա է դրական կորելյացիոն կապ [17]:



Գծանկար 1

Հողում ծանր մետաղների աղբյուրներն ու փոխարկումները [25]

Ծանր մետաղներն իրենց հերթին հողում ենթարկվում են տարբեր փոխակերպումների: Հիմնական պրոցեսները որոնց մեջ ներգրավվում են ծանր մետաղները հանդիսանում են սորբցիան (կլանում), միգրացիան (տեղաշարժ), տրանսֆորմացիան (փոխարկում), բույսերի կողմից կլանումը, անցումը գրունտային ջրերի մեջ և ներա-

ռումը կենսաերկրաքիմիական շրջապտույտի մեջ: Ծանր մետաղների ու հողի փոխազդեցության վրա ազդում են տարբեր գործոններ, որոնցից կարևոր են ջերմաստիճանն ու խոնավությունը: Այդ տարրերի միգրացիոն ակտիվությունը պայմանավորված է դրանց հեշտ լուծելիությամբ, իսկ լուծված տարրերը առավել մեծ բացասական ազդեցություն են թողնում շրջակա միջավայրի վրա:

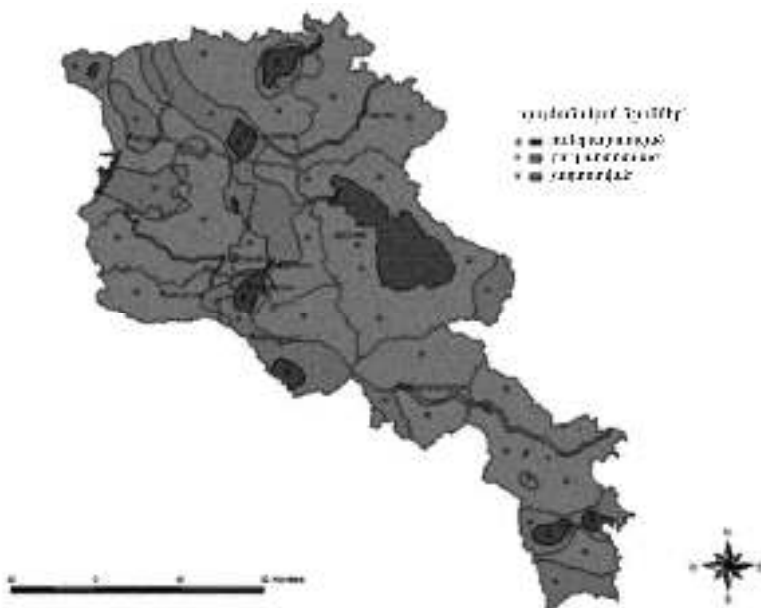
Աղտոտիչների հիմնական մասը կուտակվում է հումուսով հարուստ հողի վերին շերտում, որտեղ տարբեր քիմիական ռեակցիաների հետևանքով կապվում է ալյումինասիլիկատներին, ոչ սիլիկատային հանքանյութերին և օրգանական նյութերի: Հողում կապված աղտոտիչ տարրերի քանակությունը սովորաբար կախված է հումուսի բաղադրությունից ու պարունակությունից, հողի թթվա-հիմնային և օքսիդավերականգնման հատկություններից, աղտորեցիոն ընդունակությունից, կենսաբանական կլանման ինտենսիվությունից և այլն: Այս երևույթները թուլացնում են ծանր մետաղների միգրացիան հողի կտրվածքում և նվազեցնում դրանց վտանգը հողային բիոտի համար: Աղտոտված հողերում բացասական էկոլոգիական հետևանքները կապված են հիմնականում մետաղների շարժուն (մատչելի) միացությունների պարունակության հետ:

Հողերի աղտոտումը ծանր մետաղներով տեղի է ունենում նաև ինտենսիվ գյուղատնտեսության վարման հետևանքով: Մի շարք հանքային ու օրգանական պարարտանյութերը, մելիորանտները, պեստիցիդները և ոռոգման նպատակով օգտագործվող տեխնոլոգիական հոսքաջրերն ու կոյուղաջրերը, հաճախ ծանր մետաղներով ու ֆտորով աղտոտման լուրջ պատճառ են դառնում: Այս դեպքում պետք է խիստ վերահսկողություն սահմանել օգտագործվող քիմիկատների և ոռոգման ջրի որակական ցուցանիշներին, որպեսզի կանխվի, կամ գոնե նվազագույնի հասցվի, աղտոտման վտանգը (աղյուսակ 6):

*Ծանր մետաղներով և ֆլորով հողերի աղտոտումը (մգ/կգ) ինտենսիվ
գյուղատնտեսության վարման արդյունքում [35]*

Տար- բն	Ռոտոմ կոյուղա- ջրերով	Ֆոսֆորական պարարտա- նյութեր	Կրանյու- թեր	Ազոտական պարարտա- նյութեր	Օրգանական պարարտա- նյութեր	Թունա- քիմի- կատներ
As	2 – 26	2 – 1200	0,1–24,0	2,2 – 120,0	3 – 25	22 – 60
Cd	2 – 1500	0,1 – 170,0	0,04–0,10	0,05 – 8,50	0,03 – 0,80	—
Co	2 – 260	1 – 12	0,4–3,0	5,4 – 12,0	0,3 – 24,0	—
Cr	20 – 40000	66 – 245	10–15	3,2 – 19,0	5,2 – 55,0	—
Cu	50 – 3300	1 – 300	2–125	1 – 15	2 – 60	12 – 50
F	2 – 740	8500 – 38000	300	—	7	18 – 45
Hg	0,1 – 55,0	0,01 – 1,20	0,05	0,3 – 2,9	0,09 – 0,20	0,8 – 42,0
Mn	60 – 3900	40 – 2000	40–1200	—	30 – 550	—
Mo	1 – 40	0,1 – 60,0	0,1–15,0	1 – 7	0,05 – 30,00	—
Ni	16 – 5300	7 – 38	10–20	7 – 34	7,8 – 30,0	—
Pb	50 – 3000	7 – 225	20–1250	2 – 27	6,6 – 15,0	60
Se	2 – 9	0,5 – 25,0	0,08–0,10	—	2,4	—
Sn	40 – 700	3 – 19	0,5–4,0	1,4 – 16,0	3,8	—
Zn	700–49000	50 – 1450	10–450	1 – 42	15 – 250	1,3 – 25,0

Հայաստանի լեռնահանքարդյունաբերական կոմբինատների (Ալավերդի, Քաջարան, Ագարակ) այս կամ այն չափով մաքրված տեխնոլոգիական հոսքաջրերով ռոտովող հողերը բնութագրվում են ծանր մետաղներով տարբեր աստիճանի աղտոտվածությամբ: Նույն պատկերն է դիտվում Արարատի և Հրազդանի ցեմենտի գործարանների փոշու արտամետոմներին ենթարկվող հողերում, որտեղ տեղի է ունենում ոչ միայն ծանր մետաղների զգալի կուտակում, այլ նաև հողի բերրիության անկում, հողի հատկությունների վատացում, կենսաբանական ակտիվության թուլացում և այլն:



Նկար 12. Հայաստանի Հանրապետությունում ծանր մետաղներով աղտոտված հողատարածքները

Ընդհանուր առմամբ, Հայաստանի Հանրապետությունում ծանր մետաղներով աղտոտված հողատարածությունները կազմում են շուրջ 50 հազար հեկտար, որից 20 հազար հեկտարը ունեն միջին և ուժեղ աղտոտվածության աստիճան: Տարբեր տարածքներում ծանր մետաղների պարունակությունը 5–40 անգամ գերազանցում է ֆոնային տարածքների պարունակության ցուցանիշներին (նկ. 12): Հողի կտրվածքի խորությամբ ծանր մետաղների խտության կտրուկ նվազումը վկայում է այն մասին, որ այդ տարածքների աղտոտումն ունի տեխնածին ծագում [4]:

Հոդում ծանր մետաղների սահմանային բույլատրելի խտությունը և դրանց պարունակության բույլատրելի մակարդակը՝ ըստ վնասակարության ցուցանիշների [25]

Ծանր մետաղ-ներ	ՍԹԽ, մգ/կգ հողում	Վնասակարության ցուցանիշը, մգ/կգ			
		տրանսլոկացիոն (կուտակում բույսերի մեջ)	տեղաշարժային (միգրացիոն)		ընդհանուր սանիտարական
			ջրային	օդային	
Շարժուն ձևեր					
Պղինձ (Cu)	3,0	3,5	72,0	—	3,0
Նիկել (Ni)	4,0	6,7	14,0	—	4,0
Ցինկ (Zn)	23,0	23,0	200,0	—	37,0
Կոբալտ (Co)	5,0	25,0	>1000	—	5,0
Քրոմ (Cr)	6,0	—	—	—	6,0
Ընդհանուր պարունակություն					
Անտիմոն (Sb)	4,5	4,5	4,5	—	50,0
Մանգան (Mn)	1500,0	3500,0	1500,0	—	50,0
Վանադիում (V)	150,0	170,0	350,0	—	150,0
Մանգան (Mn) + Վանադիում (V)	1000,0 + 100,0	1500,0 + 150,0	2000,0 + 200,0	—	1000,0 + 100,0
Կապար (Pb)	30,0	35,0	260,0	—	30,0
Արսեն (As)	2,0	20,0	15,0	—	10,0
Սնդիկ (Hg)	2,1	2,1	33,3	2,5	5,0
Կապար (Pb) + Սնդիկ (Hg)	20,0 + 1,0	20,0 + 1,0	30,0 + 2,0	—	30,0 + 2,0
Պղինձ (Cu)	55*	—	—	—	—
Նիկել (Ni)	85*	—	—	—	—
Ցինկ (Zn)	100*	—	—	—	—

* մոտավոր ՍԹԽ (սահմանային բույլատրելի խտություն)

Նշենք, որ սահմանային բույլատրելի խտությունը ($U\theta_{\text{խ}}$) հողի վերին շերտում վնասակար նյութերի այն առավելագույն պարունակությունն է, որը չպետք է ուղղակի կամ անուղղակի բացասաբար ազդի մարդու առողջության, հողի բերրիության ու նրա ինքնամաքման ընդունակության վրա ու չբերի այդ նյութերի վտանգավոր չափերով կուտակմանը գյուղատնտեսական մշակաբույսերի մեջ: Տեղաշարժային (միգրացիոն) օդային և ջրային ցուցանիշները հողում ծանր մետաղների այն սահմանային քանակությունն է, որն օրվա ընթացքում հողից օդի կամ ջրի մեջ անցնելով, այդ միջավայրերում չի առաջացնում ՍԹԽ-ն գերազանցող խտություններ, հետևաբար վտանգ չի ներկայացնում օդին ու ջրին (աղյուսակ 7):

Հողերի ծանր մետաղներով աղտոտվածության գնահատման համար, ներկայումս օգտագործվում են ցուցանիշներ, որոնք հիմնվում են քիմիական տարրերի փաստացի և ֆոնային պարունակության հարաբերության վրա:

Քիմիական տարրերի տեխնաձին պարունակության գործակիցը՝ K_c , հաշվարկվում է հետևյալ բանաձևով՝

$$K_c = K_{\text{ընդ}}/K_{\text{ֆոն}},$$

որտեղ.

$K_{\text{ընդ}}$ – տարրերի ընդհանուր պարունակությունը հետազոտվող հողում

$K_{\text{ֆոն}}$ – հողում տարրերի ֆոնային պարունակությունը

Հողի աղտոտվածության գումարային աստիճանի (Z_c) գնահատումը իրականացվում է հատուկ մշակված սանդղակների օգնությամբ (աղյուսակ 8):

Հողի աղտոտվածության աստիճանի գնահատման սանդղակ [23]

Հողի աղտոտվածության աստիճանը			
Աղտոտիչ տարրը		Գումարային Zc	
Ֆոն (կլարկ)	Չաղտոտված	< 4	Շատ քույլ
Գերազանցում է ֆոնը >50%-ից	Պայմանական աղտոտված	4 – 8	Թույլ
Գերազանցում է ֆոնը >50%-ից, բայց բարձր չէ ՍԹԽ-ից	Թույլ աղտոտված	16 – 32	Թույլատրելի
Գերազանցում է ՍԹԽ-ն ոչ ավելի քան 2 անգամ	Միջին աղտոտված	32 – 64	Չափավոր վտանգավոր
Գերազանցում է ՍԹԽ-ն 2-4 անգամ	Ուժեղ աղտոտված	64 – 128	Վտանգավոր
Գերազանցում է ՍԹԽ-ն ավելի քան 4 անգամ	Չափազանց աղտոտված	> 128	Չափազանց վտանգավոր

Երկու և ավելի քիմիական տարրերով հողի աղտոտվածության դեպքում պետք է հաշվել աղտոտվածության գումարային ցուցանիշը՝ Zc.

$$Zc = \sum_{i=1}^n Kc - (n-i),$$

որտեղ.

Kc – 1-ից բարձր արժեք ունեցող տարրերի տեխնաժին պարունակության գործակիցը,

n – տարրերի թիվը:

Հողի էկոլոգիական վիճակի գնահատման դեպքում, ՍԹԽ-ի մեծությունից տվյալ քիմիական աղտոտիչի գերազանցման աստիճանը, կարելի է դիտել որպես քիմիական դեգրադացիայի ցուցանիշ, այսինքն դեգրադացվածության աստիճանը որոշվում է հողում աղտոտիչ տարրի պարունակության և ՍԹԽ-ի մեծության հարաբերությամբ: Աղյուսակ 9-ում բերված է հողի գնահատման հինգ միավորանոց սանդղակ՝ հիմնված տվյալ հարաբերության վրա:

Աղյուսակ 9

Հողի քիմիական դեգրադացման աստիճանի գնահատման սանդղակ՝ ըստ ծանր մետաղներով աղտոտվածության մակարդակի [18]

Ցուցանիշ	Դեգրադացվածության աստիճանը				
	0	1	2	3	4
Աղտոտվածության մակարդակը (ՍԹԽ-ի մեծության գերազանցում, անգամ)					
Տոքսիկության I խումբ	< 1	1–2,0	2,1–3,0	3,1–5,0	> 5
Տոքսիկության II խումբ	< 1	1–3,0	3,1–5,0	5,1–10	> 10
Տոքսիկության III խումբ	< 1	1–5,0	5,1–20	21–100	> 100

Հողի աղտոտվածության մակարդակը բնորոշվում է ըստ ծանր մետաղների տոքսիկության խմբերի: Ընդ որում, չդեգրադացված հողերում ծանր մետաղների տոքսիկության ցուցանիշը բոլոր խմբերում փոքր է 1-ից, մինչդեռ ծայրահեղ դեգրադացվածության դեպքում, այն տոքսիկության I խմբի համար պետք է բարձր լինի 5-ից, II խմբի համար՝ 20-ից, իսկ III խմբի համար՝ 100-ից:

Հողի բերրիության նշանակալի մակարդակը ձևավորվում է նրանում ընթացող կենսաքիմիական պրոցեսների արդյունքում, որը տեղի է ունենում բազմաթիվ ֆերմենտների ակտիվ մասնակցությամբ: Հետևաբար, ֆերմենտային ակտիվության ուսումնասիրությունը

տեխնաձին նյութերով աղտոտված հողերում ունի տեսական և գործնական մեծ նշանակություն, որն օբյեկտիվորեն կարող է բնութագրել կուլտուրականացման մակարդակը [32]:

Ըստ որոշ ուսումնասիրությունների՝ հողի ֆերմենտային ակտիվությունը զգայուն և համեմատաբար ավելի կայուն ցուցանիշ է, քան օրինակ՝ միկրոկենսաբանական պրոցեսների ինտենսիվությունն է, որն առաջին հերթին, բնութագրվում է հողից արտազատվող ածխաթթու գազի քանակով, միկրոֆլորայի և գոտֆաունայի քանակությամբ ու բաղադրությամբ [16]:

Այսպես, ամենազգայուն՝ ուրեազ ֆերմենտի ակտիվությունը կարելի է օգտագործել որպես հողերի ծանր մետաղներով աղտոտվածության ախտորոշման (դիագնոստիկ) ցուցանիշ: Սակայն գոյություն ունեն նաև հողային այլ պայմաններ, որտեղ առավել մեծ զգայունություն և ակտիվություն են ցուցաբերում ինվերտազ և ֆոսֆատազ ֆերմենտները [17]:

Աղյուսակ 10

Ծանր մետաղներով հողի աղտոտվածության գնահատման սանդղակ՝ ըստ ինվերտազ ու ֆոսֆատազ ֆերմենտների ակտիվության [17]

<i>Աղտոտվածության աստիճանը</i>	<i>Ֆերմենտների ակտիվության նվազումը (%), չաղտոտված հողերի համեմատությամբ</i>	
	<i>Ինվերտազ</i>	<i>Ֆոսֆատազ</i>
Թույլ աղտոտված	< 25	< 20
Միջին աղտոտված	25 – 50	20 – 45
Ուժեղ աղտոտված	> 50	> 45

Աղյուսակ 10-ում բերված տվյալները ցույց են տալիս, որ ծանր մետաղներով ուժեղ աղտոտված հողերում մոտ 50%-ով կարող է ընկնել նշված ֆերմենտների ակտիվությունը:

Լաբորատոր աշխատանք 3.1.

Հողում ինվերտրազ ֆերմենտի ակտիվության որոշումը որպես ծանր մետաղներով աղտոտվածության ընտրագրիչ ցուցանիշ

Անհրաժեշտ նյութեր ու ռեակտիվներ

Սախարոզայի 5%-անոց լուծույթ, ագետատային բուֆեր (рН 4,7), Ֆեկլինգի լուծույթ, որը ստացվում է երկու լուծույթների խառնուրդից. լուծույթ «ա» – 40 գրամ պղնձի ծծմբաթթվային աղը լուծվում է թորած ջրում հասցվելով 1 լիտր ծավալի, լուծույթ «բ» – 200 գրամ սեզնետյան աղը լուծվում է թորած ջրում, ավելացվում է 150 գրամ KOH կամ NaOH հասցնելով 1 լիտր ծավալի: Ստացված երկու լուծույթներն էլ ֆիլտրվում են և կիրառելուց առաջ խառնվում են իրար հետ 1:1 հարաբերությամբ:

Անալիզի ընթացքը

50 մլ տարողությամբ անոթում լցվում է 5 գրամ հողի նմուշ, ապա ավելացվում է 10 մլ 5%-անոց սախարոզայի լուծույթ, 10 մլ ագետատային բուֆեր (рН 4,7) և 5–6 կաթիլ տոլուոլ: Անոթը փակվում է խցանով, թափահարվում ու դրվում ջերմային պահարանի (թերմոստատ) մեջ 30⁰С պայմաններում 24 ժամ տևողությամբ, ընթացքում պարբերաբար թափահարվում է: Որպես ստուգիչ ծառայում է ստերիլիզացված հողը, որը 3 ժամ պահվում է 180⁰С-ի պայմաններում և մաքուր սուրստրատը: Վերոնշյալ եղանակով ստացված ֆիլտրատից վերցվում է 6 մլ, որին ավելացվում է 3 մլ սեզնետյան աղի ու 3 մլ պղնձի ծծմբաթթվային աղի լուծույթներ, այնուհետև քիմիական անոթի մեջ լավ խառնվում են և եռացվում ջրով լցված տարայում 10 րոպե տևողությամբ: Այնուհետև 5 րոպե տևողությամբ, 3000 պտույտ/րոպե ուժգնությամբ կատարվում է ցենտրիֆուգում: Ֆիլտրատը գունաչափվում է՝ 630 նմ, 1 սմ լայնությամբ կյուվետի կիրառմամբ: Ինվերտտազ ֆերմենտի ակտիվությունը արտահայտվում է միլիգրամներով՝ 1 գրամ հողի ու 1 ժամ տևողության հաշվով:

Լաբորատոր աշխատանք 3.2.

Բույսերի ֆիզիոլոգիական չափանիշների վրա տոքսիկ ծանր մետաղների ազդեցության որոշումը

Անհրաժեշտ նյութեր ու պարագաներ

Պետրի քասեր, (Pb, Cu, Zn, Mo, Co, Mn) խոններ պարունակող լուծույթներ՝ $(0,1 \times \text{ՍԹԽ})$, $(1,0 \times \text{ՍԹԽ})$ $(10,0 \times \text{ՍԹԽ})$ քանակությամբ լուծույթներով և զարու, ոլոռի ու բողկի սերմեր:

Աշխատանքի ընթացքը

1. Պետրի չորս քասերը լցնել հողով, որի մեջ տեղադրել 13-ական փորձարկվող բույսի սերմեր:
2. Պետրի երեք քասերի հողին ավելացնել 10 մլ ծանր մետաղների տարբեր կոնցենտրացիաներով՝ $(0,1 \times \text{ՍԹԽ})$, $(1,0 \times \text{ՍԹԽ})$ $(10,0 \times \text{ՍԹԽ})$ լուծույթներ: Չորրորդ պետրի քասի հողին ավելացնել 10 մլ թորած ջուր, որը կհանդիսանա որպես ստուգիչ տարբերակ:
3. Փորձը կատարել երեք կրկնողությամբ:
4. Պետրի քասերը պահել 6 օր սերմերի ծլման համար:
5. Գրանցել ծլած սերմերի արմատների երկարությունը մմ-ով: Պետք է հաշվի առնել յուրաքանչյուր սերմից առաջացած ամենաերկար արմատները, սակայն որպես պատահական շեղումներից խուսափելու համար ամեն քասի մեջ երեք շատ շեղումներով ծլած սերմերը չի հաշվվում:
6. Որոշել արմատների միջին երկարությունը ու համեմատել ստուգիչ տարբերակում ստացված ցուցանիշների հետ:
7. Ծանր մետաղների տոքսիկ ազդեցության նկատմամբ բույսերի կայունության վերաբերյալ ցուցանիշները գրանցել աղյուսակի ձևով: Բույսերի կայունության գնահատման համար անհրաժեշտ է որոշել կայունության ինդեքսը **(ԿԻ)**:

$$(\text{ԿԻ}) \ 0,1 \times \text{ՍԹԽ} = (L - \text{փորձարկվող տարբերակ} / L - \text{ստուգիչ տարբերակ}) \times 100 \%,$$

$$(ԿԻ) 1,0 \times U\theta_{\text{Ի}} = (L - \text{փորձարկվող տարբերակ} / L - \text{ստուգիչ տարբերակ}) \times 100 \%,$$

$$(ԿԻ) 10,0 \times U\theta_{\text{Ի}} = (L - \text{փորձարկվող տարբերակ} / L - \text{ստուգիչ տարբերակ}) \times 100 \%,$$

որտեղ.

L –փորձարկվող տարբերակը բույսերի արմատների երկարությունն է ծանր մետաղների տոքսիկ ազդեցության պայմաններում,

L –ստուգիչ տարբերակը բույսերի արմատների երկարությունն է ստուգիչ փորձում:

8. Կազմել աղյուսակ, որը կարտահայտի բույսերի կայունությունը ծանր մետաղների փորձարկվող կոնցենտրացիաների նկատմամբ:

ԹԵՄԱ 4

ՀԱՆՔԱՅԻՆ ՊԱՐԱՐՏԱՆՅՈՒԹԵՐԸ ՈՐՊԵՍ ՀՈՂԻ ԱՂՏՈՏՄԱՆ ԱՂԲՅՈՒԲ

Գյուղատնտեսական մշակաբույսերին սննդատարրերով ապահովելու ու բերքատվությունը բարձրացնելու գործում առաջնային տեղ են զբաղեցնում հանքային պարարտանյութերը: Գյուղատնտեսության մեջ տարբեր տեսակի ու ձևի հանքային պարարտանյութերի կիրառումը ունենում է ուղղակի և անուղղակի ազդեցություն՝ ինչպես մշակաբույսերի, այնպես էլ հողի հատկությունների վրա: Հողներն ու ծածկված հանքային պարարտանյութերը ազդում են հողային բիոտի քանակի, տեսակային կազմի ու կենսաբանական գործընթացների, ինչպես նաև հողում ընթացող ֆիզիկաքիմիական պրոցեսների վրա: Հանքային պարարտանյութերի կիրառման բացասական ազդեցությունը հիմնականում պայմանավորված է դրանց տարբեր հատկություններով ու քիմիական բաղադրությամբ:

Շատ հանքային պարարտանյութեր ունեն ֆիզիոլոգիական թրքվայնություն կամ հիմնայնություն, ինչպես նաև պարունակում են ծանր մետաղներ, տոքսիկ կատիոններ և անիոններ: Ֆիզիոլոգիապես թթու կամ հիմնային պարարտանյութերի երկարատև օգտագործումը հանգեցնում է հողային լուծույթի ռեակցիայի փոփոխմանը և շատ տարրերի շարժունակության ու միգրացիոն ընդունակության մեծացմանը:

Օրինակ, բարձր չափաքանակներով ազոտական պարարտանյութերի կիրառման հետևանքով տեղի է ունենում հումուսի ու ազոտ պարունակող այլ միացությունների արագ հանքայնացում, գազային ձևով ազոտի կորուստ և նիտրատների կուտակում (հողում, ջրում, մշակաբույսերի տարբեր օրգաններում և այլն): Հայտնի է, որ նիտրատային ազոտը հողի կողմից չի կլանվում, հետևաբար այն կարող է մթնոլորտային տեղումների կամ ոռոգման ջրի միջոցով արմատաբնակ շերտից լվացվել ու հեռանալ:

*Ֆոսֆորական պարարտանյութերում բնական ռադիոնուկլիդների
պարունակությունը, բկ/կգ [36]*

Պարարտանյութի տեսակը	Արտադրող երկիրը	Ռադիոակտիվ տարրերը		
		²²⁶ Ra	²³² Th	⁴⁰ K
Սուպերֆոսֆատներ	Ռուսաստան Գերմանիա ԱՄՆ	790	20	2
		110	44	120
		910	25	180
Եռակի-սուպերֆոսֆատ	Գերմանիա ԱՄՆ	780	48	–
		380	115	5900
Ֆոսֆոր-կալիումական	Գերմանիա	310	30	41
Ազոտ-ֆոսֆորական	Գերմանիա	100	48	–
Ամոնիումի ֆոսֆատ	Ռուսաստան	850	10	–
Ազոտ-ֆոսֆոր-կալիում	Ռուսաստան	210	15	5900

Ֆոսֆորական հանքային պարարտանյութերի երկարատև օգտագործման դեպքում հողում կուտակվում են բազմաթիվ տոքսիկ տարրեր ու միացություններ: Դրանցից են ծանր մետաղները, որոնց պարունակություններն ըստ Դաբախովայի (2005) սուպերֆոսֆատի մեջ կարող են տատանվել As՝1,2 – 2,2, Se՝0,0 – 4,5, Co՝0 – 9, Ni՝7 – 32, Cu՝4 – 79, Pb՝7 – 92, W՝20 – 180, Cd՝50 – 170, Cr՝66 – 243, Zn՝50 – 1430 մգ/կգ-ի սահմաններում: Բացի դրանից, ֆոսֆորական պարարտանյութերը պարունակում են ֆտորի տոքսիկ միացություններ (սովորաբար սուպերֆոսֆատը պարունակում է մինչև 1,5 % բույսերի սննդառության համար մատչելի ֆտոր): Հանքային պարարտանյութերը, հատկապես ֆոսֆորական պարարտանյութերի տարբեր տեսակները, կարող են պարունակել ռադիոակտիվ քիմիական տարրեր (աղյուսակ 11), որոնց բարձր չափաքանակներով ամենամյա կիրառումը հանգեցնում է հողի ռադիոակտիվ աղտոտմանը:

Կալիումական հանքային պարարտանյութերը պարունակում են, այսպես կոչված, բալաստային տարրեր (Cl, Na), որոնք կարող

են կուտակվել հողում բարձր չափաքանակներով դրանց երկարատև օգտագործման դեպքում: Պակաս վտանգավոր չեն կալիումական պարարտանյութերում պարունակվող մետաղները (Cd, Hg, Pb, Al և այլն):

Աղյուսակ 12-ում բերված են տարբեր տեսակի կալիումական հանքային պարարտանյութերում տոքսիկ մետաղների պարունակության վերաբերյալ որոշ տվյալներ:

Աղյուսակ 12

*Կալիումական պարարտանյութերում տոքսիկ մետաղների
պարունակությունը, մգ/կգ [35]*

Պարարտանյութի տեսակը	Pb	Cd	Al	Hg	Cr
KCl	6,5	0,2 – 0,3	1,3 – 7,7	—	—
K ₂ SO ₄	12,0	1,00	0,2	0,075	0,250
Չմշակված կալիումական աղ	4,0	0,09	2,6	—	—
40%-անոց կալիումական աղ	4,5	0,16	4,1	—	—

Հանքային պարարտանյութերի երկարատև օգտագործումը կարող է հանգեցնել ագրոէկոհամակարգերում ու գյուղատնտեսական մթերքներում որոշ ծանր մետաղների կուտակմանը: Կախված կիրառվող հանքային պարարտանյութերի տեսակից հողի վերին հորիզոնում կարող են կուտակվել՝ Mn, V, Ni, Ba, Sr, B, F, Zr, Ti, Pb, Cr, Co, Cu, Zn, As և Cd:

*Ծանր մետաղների միջին պարունակությունը (մգ/լր) հանքային պարար-
կանությունում [13]*

Ծանր մետաղներ	Ծանր մետաղների միջին պարունակությունը (մգ/տ) հանքային պարարտանյութերում		
	ազոտական	ֆոսֆորական	կալիումական
Pb	174	138	196
Cu	202	1555	186
Zn	186	1230	182
Cd	1,3	2,65	0,6
Hg	0,43	4,6	0,7

Հանքային պարարտանյութերի բարձր չափաքանակներով երկարատև օգտագործումը բացասական ազդեցություն է թողնում հողային բիոտի վրա՝ փոխելով միկրոօրգանիզմների քանակությունն ու տեսակային կազմը: Ընդ որում ավելանում են այն վտանգավոր մանրէների տեսակները, որոնք կարողանում են դիմակայել տարբեր տոքսիկ տարրերի ու միացությունների ազդեցությանը: Ծանր մետաղները, ֆտորի տոքսիկ միացություններն ու ռադիոնուկլիդները կուտակվելով հողում բացասական ազդեցություն են թողնում հողի ագրոնոմիական հատկությունների, կենսաբանական ակտիվության, ընդհանուր բերրիության ու արտադրողականության վրա: Հայտնի է, որ ազոտական հանքային պարարտանյութերի բարձր չափաքանակների կիրառման դեպքում մշակաբույսերի բերքատվությունը բարձրանում է, սակայն ստացվող մթերքների մեջ նկատվում է միտրատների կուտակում, որն ունի քաղցկեղածին հատկություն:



Նկար 13. Ագրոտական պարարտանյութ



Նկար 14. Պարարտացման գործընթացը հացահատիկի դաշտում

Հանքային պարարտանյութեր օգտագործելու դեպքում, որոշակի ժամանակահատվածում (տարիներ – S), ծանր մետաղներով հողերի աղտոտման պոտենցիալ վտանգը որոշելու համար անհրաժեշտ է՝

ա) հաշվել հողի վերին շերտի կշիռը ($\mathbf{U_h}$), տ/հա

$$\mathbf{U_h} = 10^4 \times \mathbf{Z_h} \times \mathbf{I_{\Sigma h}},$$

որտեղ.

$\mathbf{Z_h}$ – հողաշերտի հզորությունն է ($\mathbf{Z_h} = 0,2$ մ),

$\mathbf{I_{\Sigma h}}$ – հողի ծավալային խտությունն է ($\mathbf{I_{\Sigma h}} = 1,2 \text{ գ/սմ}^3$)

բ) հողում ծանր մետաղների ֆոնային պարունակությունը ($\mathbf{\Phi_{\text{պ}}}$, կգ/հա) հաշվարկվում է հետևյալ բանաձևով՝

$$\mathbf{\Phi_{\text{պ}}} = 10^{-6} \times \mathbf{U_h} \times \mathbf{\Delta \Phi U},$$

որտեղ.

$\mathbf{\Delta \Phi U}$ – ծանր մետաղների պարունակությունն է (մգ/տ) հանքային պարարտանյութերում (աղյուսակ 13)

գ) հաշվարկվում է յուրաքանչյուր ծանր մետաղի պարունակության գումարային արժեքը արտահայտված մգ/կգ-ում՝ ($\mathbf{\Phi_{\text{պ}}} + \mathbf{S} \times \mathbf{\Delta \Phi U}$),

$$\mathbf{\Phi U_h} = \frac{\mathbf{\Phi_{\text{պ}}} + \mathbf{S} \times \mathbf{\Delta \Phi U}}{\mathbf{U_h} \times 10^{-3}},$$

որտեղ.

$\mathbf{\Phi U_h}$ – ծանր մետաղներով հողերի աղտոտման պոտենցիալ վտանգն է,

$\mathbf{\Delta \Phi U}$ – հանքային պարարտանյութերի աճող չափաքանակների ներմուծմամբ պայմանավորված ծանր մետաղների հող ներթափանցման ավելացումն է,

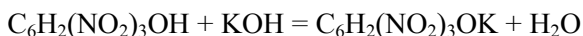
$\mathbf{S}$ – կանխատեսվող տարիների քանակը:

Լաբորատոր աշխատանք 4.1.

Հողում նիտրատների պարունակության որոշումը

Հողում նիտրատները առաջանում են միկրոօրգանիզմների միջոցով ամոնիակային միացությունների օքսիդացման արդյունքում, որոնք կարող են լինել ինչպես օրգանական ծագման, այնպես էլ հանքային պարարտանյութերի ձևով ներմուծման դեպքում: Ազոտական հանքային պարարտանյութերի գիտականորեն չհիմնավորված բարձր չափաքանակների կիրառումը հանգեցնում է հողում նիտրատների կուտակմանը: Ընդհանուր առմամբ, հողում ավելցուկային ազոտը սովորաբար կուտակվում է նիտրատների ձևով:

Նիտրատների որոշման մեթոդը հիմնված է դիսուլֆոֆենոլային քթվի հետ նիտրատների փոխազդեցության և տրինիտրոֆենոլի (պիկրինաթթու) առաջացման վրա, որը հիմնային միջավայրում տալիս է նիտրատների քանակությանը համարժեք դեղին գունավորմամբ նիտրոմիացություններ՝ ըստ ստորև բերված ռեակցիաների:



Այս մեթոդի դեպքում նիտրատների ճշգրիտ պարունակության որոշմանը խանգարում են քլորիդները (10 մգ/լ-ից ավելի պարունակության դեպքում), որոնց ազդեցությունը չեզոքացվում է անալիզի ընթացքում արծաթի սուլֆատի ավելացմամբ: Որոշմանը խանգարում են նաև ամոնիակային աղերը, որոնք հողում մեծ քանակությամբ առաջանում են օրգանական պարարտանյութերի կիրառման դեպքում:

Հողում նիտրատների պարունակությունը բնութագրում է ոչ միայն հանքային ազոտով հողի ապահովվածության մակարդակը, այլև նիտրիֆիկացման ինտենսիվությունը և NO_3^- իոնի ավելցուկային քանակների բացասական ազդեցությունը շրջակա միջավայրի վրա:

Անհրաժեշտ ռեակտիվները

1. Դիսուլֆոֆենոլային թթու: 100 մլ տարողության կոլբայի մեջ լցվում է 3 գ մաքուր ֆենոլ, վրան ավելացվում է 20մլ H_2SO_4 (խտությունը 1,84), փակվում կեղևախցանով, որի միջով անց է կացված 50 – 55 սմ երկարության ապակյա խողովակ՝ որպես հետադարձ սառնարան: Խողովակի ծայրը խցանի մեջ պետք է լինի խցանի ներքևի մակերևույթի մակարդակի վրա, որպեսզի խտացվող ջրի գոլորշիները հոսեն կոլբայի պատերով այլ ոչ թե վերածվեն կաթիլների: Կոլբայի պարունակությունը լավ խառնվում է, որից հետո իջեցվում եռացող ջրային բաղնիքի մեջ և պահվում 6 ժամ: Պատրաստի դիսուլֆոֆենոլային թթուն լցվում է հղկված վզիկով և կափարիչով ապակյա անոթի մեջ կամ չափվում ապահովիչ գնդիկավոր պիպետով:

2. NaOH-ի կամ KOH-ի 20%-անոց լուծույթ: Կարելի է օգտագործել նաև 10%-անոց ամոնիակի լուծույթ: Աղակալած հողերում Ag_2SO_4 -ով քլոր իոնի նստեցման ժամանակ, չեզոքացման համար պետք է օգտագործել միայն ամոնիակի լուծույթ, որը կատարվում է առանձին սենյակում:

3. Նիտրատային ազոտի պահեստային էտալոնային լուծույթ: Վերցվում է 0,7216 գրամ վերաբյուրեղացված և 100 – 105 °C պայմաններում չորացված քիմիապես մաքուր KNO_3 , լցվում 1 լիտր տարողությամբ չափիչ կոլբայի մեջ և լուծում թորած ջրի մեջ լավ խառնելով ու ծավալը հասցնելով մինչև միշը: Ստացված լուծույթի 1 մլ-ում պարունակվում է 0,1 մգ ազոտ: Լուծույթը հետագայում ապահով պահպանելու համար վրան ավելացվում է 1մլ տոլուոլ: Էտալոնային լուծույթից պատրաստվում է համեմատական օրինակելի լուծույթների սանդղակ, որի համար 250 սմ³ չափիչ կոլբաներում բյուրեղային լցնում են տարբեր քանակությամբ (ըստ ծավալի) օրինակելի լուծույթ և թորած ջրով հասցնում միշին (աղյուսակ 14):

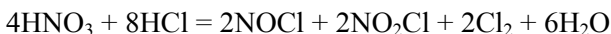
Կոլբաներից պիպետով վերցնում են հողային քաշվածքներին համարժեք նմուշներ, որոնք գունավորում են նույն ծավալի գունավորող լուծույթով, այնուհետև կատարում գունաչափումներ: Լուսագունաչափի ցուցմունքների հիման վրա կառուցվում է աստիճանավորման կորը:

Ֆոտոմետրիկ մեթոդով նիտրատների որոշման սանդղակ

Ցուցանիշը	Օրինակելի լուծույթի համարը									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Ելակետային օրինակելի լուծույթի ծավալը, սմ ³	0	2,5	5,0	7,5	10,0	15,0	20,0	30,0	40,0	50,0
Համեմատական լուծույթներում N-NO ₃ -ի կոնցենտրացիան մգ/50սմ ³ -ում	0	0,05	0,1	0,15	0,2	0,3	0,4	0,6	0,8	1,0

Աշխատանքի ընթացքը

10 – 20 գ թարմ հողը (կախված նիտրատների պարունակությունից) լցնում են կոլբայի մեջ և վրան ավելացնում հնգապատիկ քանակությամբ թորած ջուր կամ 0,05%-ոց K₂SO₄-ի լուծույթ և թափահարում երեք րոպե տևողությամբ, գուգահեռաբար որոշում են հիգրոսկոպիկ խոնավությունը: Ստացված ջրային քաշվածքը ֆիլտրվում է խիտ ֆիլտրի թղթով, որը նախօրոք ներծծված է թորած ջրով: Ֆիլտրումը պետք է կատարեն առանձին սենյակում, որտեղ չկա NH₃: Ֆիլտրատի առաջին բաժինը (5 – 10 մլ) թափվում է: Պղտոր լուծույթը մի քանի անգամ վերաֆիլտրվում է նույն ֆիլտրի թղթով: Եթե ջրային քաշվածք ստանալուց հետո նիտրատների որոշումը անմիջապես չի իրականացվում, ապա պետք է ավելացնել 2 կաթիլ (100մլ-ի համար) տոլուոլ: Այդպիսի լուծույթը կարելի է պահել ոչ ավել, քան 2 օր: Նիտրատների որոշումից առաջ անհրաժեշտ է քաշվածքում կատարել նաև NH₄⁺ և Cl⁻ իոնների որակական փորձարկում: Եթե քաշվածքում առկա են ամոնիումի աղերի զգալի քանակներ, ապա ավելացվում է մի քանի կաթիլ 10%-անոց Na₂SO₄-ի լուծույթ: Քլորիդ իոններ պարունակող քաշվածքը գոլորշիացնելու ժամանակ ագտտական թթուն կորչում է:



Դրա համար անհրաժեշտ է քլորիդները նոսրացնել Ag_2SO_4 -ով, որը կատարվում է նախնական տիտրման ցուցանիշների հիման վրա: Վերցվում է 10 մլ քաշվածք, վրան ավելացվում 0,5մլ 10%-անոց K_2CrO_4 -ի լուծույթ ու տիտրվում Ag_2SO_4 -ի լուծույթով մինչև վարդագույն գունավորումը: Նիտրատների որոշման համար վերցվող քաշվածքի վրա Ag_2SO_4 -ը ավելացվում է ըստ հետևյալ հաշվարկի.

$$\text{Ag}_2\text{SO}_4 = \frac{ac}{b} \text{ մլ},$$

որտեղ.

a – Ag_2SO_4 -ի այն քանակն է (մլ), որը ծախսվել է տիտրման վրա,
 c – քաշվածքի այն քանակն է (մլ), որը գոլորշիացման է ենթարկվել նիտրատները որոշելու համար,

b – տիտրման համար վերցված քաշվածքի քանակն է, մլ:

Քանի որ, K_2CrO_4 -ի ներկայությամբ տիտրման ժամանակ գունավորումը փոխվում է Ag_2SO_4 –ի ավելցուկի դեպքում, ապա նիտրատների որոշման ժամանակ Ag_2SO_4 –ի քանակը պետք է վերցվի 10 – 15%-ով ավելի քիչ:

Նիտրատների սպասվելիք պարունակությունից կախված, վերցվում է 5 – 50 մլ պատրաստված քաշվածք, լցվում համապատասխան ծավալի ճենապակյա թասի մեջ և գոլորշիացվում ջրային բաղնիքի վրա:

Միաժամանակ ճենապակյա թասերում գոլորշիացվում է 10 և 20մլ էտալոնային լուծույթ (KNO_3 -ի լուծույթ): Գոլորշիացումից հետո թասերը հանվում են ջրային բաղնիքից և սառեցվում: Նիտրատները չոր մնացորդի ձևով անփոփոխ պահպանվում են երկար ժամանակ: Յուրաքանչյուր թասի մեջ ավելացվում է 1մլ դիսուլֆոհեմոլային թթու, և խնամքով չոր մնացորդը քերվում է ապակյա ձողիկով: Այնուհետև թասի պարունակության վրա ներսի եզրերից զգուշորեն ավելացվում է 15 մլ թորած ջուր և պարունակությունը չեզոքացվում է 20%-անոց NaOH -ի կամ KOH -ի լուծույթով, մինչև հիմնային ռեակցիան և դեղին գույնի կայունացումը:

Գումավորված լուծույթները լցվում են 50 կամ 100 մլ-անոց չափիչ կոլբաների մեջ (կախված նիտրատների պարունակությունից), թասերը ապակյա ձողիկների հետ լվացվում են 3 – 4 անգամ և լցվում կոլբաների մեջ, այնուհետև ծավալը թորած ջրով հասցվում է նիշին, փակվում կափարիչներով և խառնվում:

Լուծույթների կոլորիմետրիկ չափումը կատարվում է անմիջապես, քանի որ հողային քաշվածքի գումավորումը երկար ժամանակ թողնելու ժամանակ փոխվում է: Եթե գումավորումը խիտ է, ապա կարելի է նոսրացնել և հաշվարկել նոսրացումը: Ֆոտոկոլորիմետրիայի ժամանակ օգտվում են մանուշակագույն լուսաֆիլտրից՝ 400 – 450 նմ երկարությամբ լուսային ալիքով: Նիտրատային ազոտի պարունակությունը հաշվում են մգ-ով՝ 100 գ հողում:

$$N - NO_3 = \frac{C \cdot V \cdot 100}{V_1 \cdot m},$$

որտեղ.

C – ազոտի խտությունն է ըստ աստիճանավորման կորի, մգ/50սմ³,

V – անալիզի ենթարկվող հողի ընդհանուր ֆիլտրատի ծավալը, սմ³,

V₁ – ֆոտոկոլորիմետրիայի համար վերցված հետազոտվող լուծույթի քաշվածքի ծավալն է, սմ³,

100 – 100գ հողի համար վերահաշվարկի գործակիցն է,

m – վերցված հողի նմուշի կշիռն է, գրամ:

ԹԵՄԱ 5

ԹՈՒՆԱՔԻՄԻԿԱՏՆԵՐԻ ԿԻՐԱՌՄԱՆ ԷԿՈԼՈԳԻԱԿԱՆ ՀԵՏԵՎԱՆՔՆԵՐԸ

Թունաքիմիկատները (պեստիցիդներ) բույսերի պաշտպանության քիմիական միջոցներ են, որոնք հիմնականում օգտագործվում են մշակաբույսերի վնասատու օրգանիզմների, հիվանդությունների հարուցիչների և մոլախոտային բուսականության դեմ պայքարելու նպատակով: Թունաքիմիկատների կիրառումը մի կողմից հանդիսանում է գյուղատնտեսական մթերքների քանակի ավելացման ու որակի բարձրացման կարևոր ագրոմիջոցառում, իսկ մյուս կողմից պատճառ է դառնում շրջակա բնական միջավայրի, այդ թվում՝ հողի քիմիական նյութերով աղտոտմանը: Փաստորեն բույսերի պաշտպանության քիմիական միջոցների՝ թունաքիմիկատների կիրառման դրական ու բացասական հետևանքները իրար հակասող հանգամանքներ են: Հողերի աղտոտումը թունաքիմիկատներով ու դրանց մնացորդային քանակներով կարող է տեղի ունենալ ինչպես ուղղակի հող ներթափանցելով, այնպես էլ հող մտնող բույսերի մեռած մնացորդներով, կենդանիների ու ջրի միջոցով:

Կախված օգտագործման նպատակից, թունաքիմիկատները դասակարգվում են՝

- ինսեկտիցիդներ – վնասատու միջատների դեմ,
- հերբիցիդներ – մոլախոտային բուսականության դեմ,
- ֆունգիցիդներ – բույսերի սնկային հիվանդությունների հարուցիչների դեմ,
- բակտերիցիդներ – բակտերիալ հիվանդությունների հարուցիչների դեմ,
- գրոցիդներ – վնասատու կենդանիների դեմ,
- ակարիցիդներ – վնասատու բուսական տզերի դեմ,
- ալգիցիդներ – ջրիմուռների դեմ,
- ռոդենտիցիդներ – կրծողների դեմ,

- դեմիկանտներ – բուսական օրգանիզմները չորացնող միջոցներ,
- դեֆոլիանտներ – բերքահավաքից առաջ տերևների հեռացման միջոցներ,
- ֆունիզանտներ – փակ տարածքների վարակազերծման միջոցներ:

Թունաքիմիկատների ամենամեծ խումբը, ըստ օգտագործման մասշտաբի (40–50%) և արտադրվող պատրաստուկների տեսականու (շուրջ 40%), կազմում են հերբիցիդները:

Թունաքիմիկատները կիրառվում են լուծույթների, սուսպենզիաների, աերոզոլների, փրփուրների, գազերի, գոլորշիների, փոշու, մածուկների, հատիկների, պատիճների և այլ ձևերով (նկ. 15): Ավելի հարմար ու համեմատաբար անվտանգ է հատիկների ու պատիճների ձևով դրանց հող մտցնելը: Թունաքիմիկատները հողում ենթարկվելով բիոտիկ ու աբիոտիկ բնույթի բազմաթիվ ազդեցությունների՝ փոխակերպվում են ու վերածվում պարզ միացությունների: Սակայն երբեմն որոշ թունաքիմիկատներ տարբեր քիմիական փոխարկումների արդյունքում վերածվում են ավելի տոքսիկ միացությունների, քան ելանյութն է: Թունաքիմիկատները հողում ունեն տարբեր կայունության աստիճան, որը չափվում է կիսաքայքայման ժամանակահատվածով: Ընդ որում, կայունություն ասելով պետք է հասկանալ հողում որոշակի ժամանակ նրա պահպանվելու ունակությունը, իսկ կիսաքայքայման ժամանակահատվածը՝ հողում առկա թունաքիմիկատի պարունակության 50%-ի քայքայման համար անհրաժեշտ ժամանակն է:



Նկար 15. Թունաքիմիկատների կիրառման տարբեր եղանակներ

*Հոդում թունաքիմիկատների դասակարգումը՝ ըստ ազդող նյութի
կայունության [14]*

Կայունության աստիճանը	Կայունության չափանիշը	
	թունաքիմիկատի սկզբնական պարունակության 50%-ի քայքայման ժամանակը, (օր)	թունաքիմիկատի սկզբնական պարունակության 90%-ի քայքայման ժամանակը, (օր)
Անկայուն	< 7	< 21
Քիչ կայուն	7 – 21	21 – 70
Միջին կայուն	22 – 60	71 – 200
Կայուն	61 – 120	201 – 400
Շատ կայուն	> 120	> 400

Թունաքիմիկատների էկոլոգիական վտանգավորության ու կայունության գնահատման վերոնշյալ աստիճանավորումից բացի կան մի շարք այլ սանդղակներ:

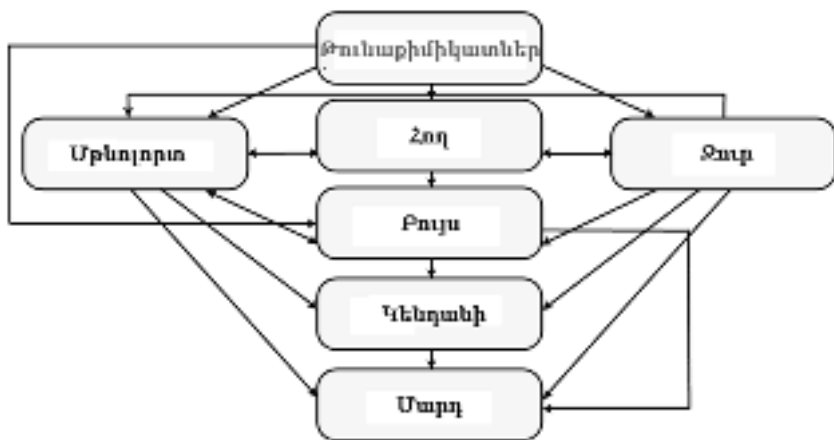
Հոդում թունաքիմիկատները, ըստ քայքայման կայունության, (մինչև ոչ տոքսիկ միացությունների առաջացման ժամանակահատվածի) բաժանվում են՝

- ա) շատ կայուն – 2 տարուց ավելի
- բ) կայուն – 6 ամսից մինչև 2 տարի
- գ) չափավոր կայուն – մինչև 6 ամիս
- դ) քիչ կայուն – մինչև 1 ամիս

Ակնհայտ է, որ քիչ կայունություն ունեցող պեստիցիդները շրջակա միջավայրում գործնականորեն չեն կուտակվում:

Հոդը թունաքիմիկատների հիմնական կուտակման միջավայրն է, որտեղ կապվում են հողային կոլոիդների կողմից մոլեկուլների ադսորբցիայի արդյունքում (նկ 16): Հոդում թունաքիմիկատների մնացորդային քանակության որոշման դեպքում կիրառվում է «առավելագույն թույլատրելի մակարդակ» կոչվող ցուցանիշը: Վերջինիս հիման

վրա սահմանված է «սպասման ժամկետը», այսինքն այն ժամանակահատվածը, որն ընկած է թունաքիմիկատի օգտագործման վերջին օրվա ու բերքահավաքի սկսման առաջին օրվա միջև: Ընդ որում, այդ ժամանակահատվածում թունաքիմիկատը կա՛ն պահպանվում է բույսում թույլատրելի մակարդակի սահմաններում, կա՛ն էլ ամբողջովին քայքայվում է: Թույլ տոքսիկություն ունեցող թունաքիմիկատների սպասման ժամկետը կազմում է 2-ից մինչև 20 օր, իսկ բարձր տոքսիկություն ունեցող թունաքիմիկատների դեպքում՝ 1 – 2 ամիս:



Նկար 16

*Թունաքիմիկատների ազդեցությունը շրջակա միջավայրի տարրեր
բաղադրամասերի վրա*

Հողում պարունակվող թունաքիմիկատները ենթարկվում են փոխարկումների, ինչի հետևանքով առաջանում են ոչ տոքսիկ միացություններ, իսկ ամբողջովին քայքայման դեպքում՝ պարզ ու անվտանգ նյութեր: Այս երևույթը կոչվում է դետոքսիկացիա, որը պայմանավորված է ֆիզիկական, ֆիզիկաքիմիական ու կենսաբանական մի շարք գործոններով: Ֆիզիկական գործոններից է հողի համքանյութերի ու օրգանական կոլոիդների կողմից ադսորբցիան: Ադսորբցիոն պրոցե-

սը իր հերթին կախված է հողի հատկություններից, կլիմայական ու էկոլոգիական պայմաններից:

Աղյուսակ 16

Թունաքիմիկատների դասակարգումը հողում՝ ըստ շարժունակության [14]

Շարժունակության աստիճանը	Սորբցիայի գործակիցը, սմ ³ /գ*
Շատ շարժուն	< 15
Շարժուն	15 – 74
Միջին շարժուն	75 – 499
Քիչ շարժուն	500 – 4000
Ոչ շարժուն	> 4000

* Ադսորբցիայի գործակիցը հաշվարկված է ըստ հողում օրգանական ածխածնի պարունակության:

Պարզված է, որ հողում թունաքիմիկատները անբարենպաստ եղանակին կորցնում են իրենց ակտիվությունը և կապվում են հողի հետ, պաշտպանվելով լվացումից ու քայքայումից (աղյուսակ 16): Թունաքիմիկատների քայքայումը ջերմաստիճանի բարձրացմանը գուզընթաց ուժեղանում է, իսկ 25–30⁰C պայմաններում տեղի է ունենում վերջիններիս իմտենսիվ քայքայում: Ֆիզիկական գործոններից է նաև ջերմային քայքայումն ու գոլորշիացումը: Հողից տոքսիկ նյութերի գոլորշիացման աստիճանը մեծ չափով կախված է խոնավությունից: Շուտ գոլորշիացող թունաքիմիկատների սորբցիան չոր հողում ավելի մեծ է, քան խոնավ հողում: Խոնավ հողում (80 – 90%), թունաքիմիկատների հիդրոլիզը ավելի հեշտ է ընթանում, որի հետևանքով տեղի է ունենում թունաքիմիկատների քայքայում ու անվտանգ միացությունների առաջացում:

Ֆիզիկաքիմիական գործոններից ամենահիմնականը լուսաքայքայումն է (ֆոտոլիզ), որը տեղի է ունենում արևի ուլտրամանուշակագույն ճառագայթների ազդեցության տակ: Լուսաքայքայման արդյունքում մույնպես բազմաթիվ թունաքիմիկատներ փոխակերպվում

են ավելի քիչ տոքսիկ նյութերի: Թունաքիմիկատների քայքայման գործում կարևոր դեր են խաղում հողային միջավայրի ռեակցիան ($pH > 7$), ջերմաստիճանը, խոնավությունը և այլն:

Հողում թունաքիմիկատների քիմիական փոխարկումները հիմնականում հիդրոլիտիկ ու օքսիդացման պրոցեսներ են: Նշված գործընթացներին իրենց մասնակցությունն ունեն հողում առկա հումի-նաթթուները, ֆերմենտները, պիզմենտները, կենսաբանական ակտիվ նյութերը և այլն:

Հողում թունաքիմիկատների կենսաբանական քայքայումն ու փոխարկումները գլխավորապես պայմանավորված են միկրոկենսաբանական դետոքսիկացիայով: Թունաքիմիկատների թունազերծումը, այսինքն հողի ինքնամաքրման ընդունակությունը, հիմնականում կապված է միկրոօրգանիզմների կենսագործունեությամբ, որի արագությունը որոշվում է հումուսի պարունակությամբ, հողի ջերմաստիճանով ու խոնավությամբ, միջավայրի ռեակցիայով (pH), մեխանիկական կազմով և այլ գործոններով: Հողային միկրոօրգանիզմների մեծամասնությունը տարբեր արագությամբ քայքայում են օրգանական թունաքիմիկատները՝ օգտագործելով դրանք որպես ածխածնի, ազոտի, ծծմբի աղբյուր: Օրգանական թունաքիմիկատների քայքայման գործում մեծ դեր ունեն բակտերիաները, ապա ակտինոմիցետները (ճառագայթասնկեր) և սնկերը: Թունաքիմիկատներից առավել արագ քայքայվում են հերբիցիդները, իսկ առավել դանդաղ ֆունգիցիդները:

*Թունաքիմիկատների դասակարգումը՝ ըստ տոքսիկության
աստիճանի [11]*

Անվտանգության ցուցանիշը	Վտանգավորության դասը			
	Չափազանց վտանգավոր	Չափավոր վտանգավոր	Բավարար վտանգավոր	Քիչ վտան- գավոր
Հոդում դրանց քայքայման ժա- մանակահատվա- ծը	2 տարուց ավելի	0,5 – 2 տարի	1 – 6 ամիս	մինչև 1 ամիս
Ազդեցությունը հողի ֆերմեն- տային գործըն- թացների ու կեն- սության (բիոտ) վրա	—	ազդում է մի շարք գործ- ընթացների ու պոպուլյա- ցիաների վրա	ազդում է առանձին գոր- ծընթացների ու պոպուլյա- ցիաների վրա	չի ազդում
Միգրացիան հո- դային հորիզոնում	միգրացվում է 50 սմ-ից ավելի	միգրացվում է մինչև 50 սմ	միգրացվում է մինչև 15 սմ	չի միգրաց- վում
Տրանսլոկացիան (ներթափանցում) մշակաբույսերի մեջ	ցուցաբերում է ֆիտոտոք- սիկ ազդե- ցություն	ներթափան- ցում է բերքի մեջ	Ներթափան- ցում է, բայց բացասաբար չի ազդում	չի ներթա- փանցում

Տարբեր թունաքիմիկատներով հողի աղտոտումը, հանգեցնում է մի շարք բացասական հետևանքների, առաջին հերթին, տուժում է հողի բիոտիկ համալիրը ու նվազում է կենսաբանական ակտիվու-
թյունը, խախտվում են որոշ պրոցեսներ ու ռեժիմներ և արդյունքում ընկնում է հողի բերրիությունն ու արտադրողականությունը:

Շրջակա միջավայրի բաղադրամասերի (հող, ջուր, մթնոլոր-
տային օդ, բուսական ու կենդանական աշխարհ) նկատմամբ ան-

վտանգ թունաքիմիկատներ գոյություն չունեն, հետևաբար, ըստ վտանգավորության աստիճանի, դրանք բաժանվում են 4 խմբի՝ ա) չափազանց վտանգավոր, բ) չափավոր վտանգավոր, գ) բավարար վտանգավոր, դ) քիչ վտանգավոր (աղյուսակ 17):

Լաբորատոր աշխատանք 5.1.

Հողի տոքսիկության (թունավորության) որոշումը

Հողի տոքսիկությունը պայմանավորված է մարդածին բացասական ներգործություններով, ինչի հետևանքով «հող-բույս» համակարգում խախտվում է էկոլոգիական հավասարակշռությունը: Հողում կուտակվելով մի շարք քիմիական տարրեր ու միացություններ, այդ թվում թունաքիմիկատների մնացորդային քանակություններ, հանգեցնում են որոշակի ֆիտոտոքսիկ մակարդակի ձևավորմանը: Ֆիտոտոքսիկության որոշումը թույլ է տալիս բնութագրել հողի էկոլոգիական վիճակը ու բացահայտել մարդածին ներգործության աստիճանը:

Ֆիտոտոքսիկության որոշման մեթոդը հիմնված է տեստ-մշակաբույսի սերմերի ծլունակության, ծլման էներգիայի, վերգետնյա ու ստորգետնյա կենսազանգվածների ցուցանիշների վրա: Որպես տեստ-մշակաբույսեր օգտագործվում են հիմնականում հացահատիկային մշակաբույսերի սերմերը (ցորեն, գարի, վարսակ և այլն):

Ֆիտոտոքսիկության որոշման ժամանակ մի կողմից հետազոտվող օբյեկտը հանդիսանում է աղտոտված հողը, իսկ մյուս կողմից ուսումնասիրվում է աղտոտիչ նյութի (թունաքիմիկատի լուծույթ, ծանր մետաղների աղային լուծույթ և այլն) ազդեցությունը հողում սերմերի ծլունակության, ծլման էներգիայի, վերգետնյա ու ստորգետնյա կենսազանգվածների ստացված ցուցանիշների վրա, որոնք երկու դեպքում էլ համեմատվում են ստուգիչ հանդիսացող չաղտոտված հողում նույն ցուցանիշների հետ:

Սերմերի ծլման համար անհրաժեշտ է ապահովել հետևյալ պայմանները՝

- ջերմային պահարանում (թերմոստատ) անհրաժեշտ կայուն ջերմաստիճանի պահպանում,
- օրական մեկ անգամ պետրի թասի մեջ 2 մլ թորած ջրի ավելացում կամ աղտոտիչ նյութի լուծույթով ջրում,
- ամեն օր մի քանի վայրկյանով պետրի թասի բացում՝ օդափոխման ու սերմերի բորբոսումը կանխելու նպատակով:

Փորձը կատարվում է մի քանի կրկնողությամբ, իսկ ստացված տվյալները ենթարկվում են մաթեմատիկական մշակման:

Աշխատանքի ընթացքը

Հետազոտվող հողից հեռացվում է խոշոր քարերն ու արմատների մնացորդները, այնուհետև մաղվում է 1–2 մմ տրամագիծ ունեցող մաղով: Առանձնացվում է 60 գրամ հողային կշռվածք ու լցվում պետրի ամանում: Հողը խոնավեցվում է մինչև թանձր մածուցիկ վիճակը, որի մակերեսի վրա տեղադրվում են 50 հատ տեստ-մշակաբույսի սերմեր, որոնք նախապես թրջվում են մեկ օր տևողությամբ: Միաժամանակ մեկ այլ պետրի թասում լցվում է չաղտոտված հող, որտեղ տեղադրվում են նույն քանակությամբ տեստ-մշակաբույսի սերմեր, որը հանդիսանում է որպես ստուգիչ (էտալոն) տարբերակ:

Սերմերը թերմոստատում ծլեցնում են 25–27°C պայմաններում, ապա ինկուբացիայի շրջանն անցնելուց հետո (ծլման էներգիայի որոշման համար 3–4 օր հետո, իսկ ծլունակության համար՝ 7–8 օր հետո), իսկ վերգետնյա (բույսեր) ու ստորգետնյա (արմատներ) կենսազանգվածների առաջացման համար 10–14 օր, ապա կատարում են հաշվարկներ: Ծլեցման ընթացքում անհրաժեշտ է հողը խոնավեցնել ըստ անհրաժեշտության: Որպես աղտոտիչ նյութ թունաքիմիկատներից նպատակահարմար է օգտագործել հերբիցիդի լուծույթը, որը ուսանողը պատրաստում է ինքնուրույն: Վերցնել 1 մլ 0,001%-անոց հերբիցիդի լուծույթ, ավելացնել 9 մլ թորած ջուր, կտացվի 0,0001%-անոց լուծույթ: Վերջինս օգտագործվում է որպես աղտոտիչ լուծույթ ջրման նպատակով: Հարկ է նշել, որ պեստիցիդների ՍԹԽ-ն կազմում է 10⁻⁶ %:

Սերմերի ծլունակության և ծլման էներգիայի գրանցման օրինակ

Հ/հ	Ցուցանիշը	Սերմերի ընդհանուր քանակը, հատ	Ծլած սեր- մերի քա- նակը, հատ	Ծլած սեր- մերի %-ը
1.	Ծլունակություն			
	Ծլման էներգիա			
2.	Ծլունակություն			
	Ծլման էներգիա			
3.	Ծլունակություն			
	Ծլման էներգիա			
Միջինը	Ծլունակություն			
	Ծլման էներգիա			

Հողի դեգրադացիայի կամ հողային միջավայրի վատթարացման հիմնական պատճառներից է տեխնածին տարրեր քիմիական տարրերով ու միացություններով աղտոտումը: Թունաքիմիկատները ու դրանց մնացորդային քանակությունները, որպես սինթետիկ միացություններ, կուտակվելով հողում բացասական ազդեցություն են բողնում, ինչպես հողային հատկությունների ու ռեժիմների, այնպես էլ օգտակար միկրոօրգանիզմների ու կենսաբանական ակտիվության վրա: Աղյուսակ 19-ում բերված է ֆիտոտոքսիկության գնահատման մի սանդղակ, որի միջոցով տեստ-մշակաբույսի սերմերի ծլունակության ու ծլման էներգիայի ստացված ցուցանիշների հիման վրա կարելի է գնահատել հողային միջավայրի էկոլոգիական վիճակը ու պարզել դեգրադացվածության աստիճանը:

*Հողի դեգրադացիայի աստիճանի գնահատման չափանիշները ըստ
ֆիտոտոքսիկության [18]*

Ցուցանիշը	Դեգրադացվածության աստիճանը				
Հողի ֆիտոտոքսիկություն, քանի անգամ է նվազել ծլունակությունը և ծլման էներգիան	0	1	2	3	4
	< 1,1	1,1 – 1,20	1,21 – 1,40	1,41 – 2,0	> 2,0

Ֆիտոտոքսիկության էֆեկտը կարելի է հաշվել տարբեր ցուցանիշների հիման վրա: Այսպես, օրինակ, ըստ բույսերի կենսազանգվածի ցուցանիշների, ֆիտոտոքսիկության էֆեկտը ՖԷ (%) հաշվարկվում է հետևյալ բանաձևով՝

$$\text{ՖԷ} = \frac{\text{Կ(ստուգիչ)} - \text{Կ(ֆիտոտոքսիկ միջավայր)}}{\text{Կ(ստուգիչ)}} \times 100,$$

որտեղ.

Կ(ստուգիչ) – ստուգիչ հանդիսացող չաղտոտված հողում աճեցված բույսերի կենսազանգվածն է, գրամ,

Կ(ֆիտոտոքսիկ միջավայր) – ֆիտոտոքսիկ միջավայրում աճեցված բույսերի կենսազանգվածն է, գրամ:

ԹԵՄԱ 6

ԾԱՆՈԹՈՒԹՅՈՒՆ ՀՈՂԻ ՌԱԴԻՈԱԿՏԻՎ ԱՂՏՈՏՎԱԾՈՒԹՅԱՆ ԵՎ ՌԱԴԻՈԷԿՈԼՈԳԻԱԿԱՆ ՀԻՄՆԱԽՆԴԻՐՆԵՐԻ ՀԵՏ

Ռադիոէկոլոգիան գիտություն է, որն ուսումնասիրում է կենսոլորտի ու դրա բաղադրամասերի, ինչպես նաև կենդանի օրգանիզմների ու դրանց համակեցությունների ֆունկցիոնալ առանձնահատկությունները ռադիոակտիվ աղտոտվածության պայմաններում: Ռադիոէկոլոգիա գիտության ուսումնասիրման առարկան նաև ռադիոակտիվ աղտոտված տարածքներում ֆլորայի ու ֆաունայի վրա ռադիոնուկլիդների կողմից արձակվող իոնացնող ճառագայթների ազդեցության բացահայտումը:

Կենսոլորտի վրա խիստ վտանգավոր ազդեցություն է թողնում ռադիոակտիվ ճառագայթումը: Շրջակա միջավայրի աղտոտման այս ձևը ի հայտ եկավ միայն 20-րդ դարասկզբին այն պահից սկսած, երբ բացահայտվեց ռադիոակտիվության երևույթը, և փորձեր կատարվեց ռադիոակտիվ տարրերը կիրառել գիտության ու տեխնիկայի բնագավառներում:

Ռադիոակտիվությունը անկայուն ատոմի միջուկի ինքնաբերաբար փոխակերպումն է ավելի կայուն միջուկի, որը ուղեկցվում է շրջակա միջավայր իոնացնող ճառագայթների ձևով էներգիայի անջատմամբ:

Ռադիոնուկլիդները անկայուն միջուկներով ատոմներ են, որոնք ինքնաբերաբար փոխակերպվում են այլ քիմիական տարրերի, այսինքն ավելի կայուն միջուկով ատոմների կամ իզոտոպների:

Ռադիոակտիվ իզոտոպները տարբերվում են ըստ իրենց ծագման բնույթի, կյանքի տևողության ու տարածվածության աստիճանի: Ռադիոնուկլիդները լինում են բնական և տեխնածին ծագման, որոնց հիմնական բնութագիրը հանդիսանում է կիսատրոհման պարբերությունը՝ $T_{1/2}$, այսինքն այն ժամանակահատվածը, որի ընթացքում ռադիոնուկլիդի միջուկը տրոհվում է 50%-ով: Այն տևում է մի

քանի վայրկյանից մինչև միլիարդավոր տարիներ: Յուրաքանչյուր ռադիոնուկլիդի միջուկի կեսի տրոհման ժամանակ առաջանում է մեկ այլ ռադիոնուկլիդ:

Աղյուսակ 20

Որոշ ռադիոնուկլիդների կիսատրոհման պարբերությունը ($T_{1/2}$) [10]

Ռադիոնուկլիդ	Կիսատրոհման պարբերություն, $T_{1/2}$	Ռադիոնուկլիդ	Կիսատրոհման պարբերություն, $T_{1/2}$
^{137}Cs ցեզիում	30 տարի	^{238}U ուրան	4,5 մլրդ տարի
^{14}C ածխածին	5730 տարի	^{235}U ուրան	0,7 մլրդ տարի
^3H ջրածին	12,35 տարի	^{232}Th թորիում	14 մլրդ տարի
^{131}I յոդ	8 օր	^{40}K կալիում	1,32 մլրդ տարի
^{222}Rn ռադոն	3,82 օր	^{87}Rb ռուբի- դիում	61 մլրդ տարի
^{144}Ce սերիում	284 օր	^{90}Sr ստրոն- ցիում	29,12 տարի

Ռադիոնուկլիդների ատոմի միջուկի տրոհման հետևանքով առաջանում են ալֆա (α^+), բետա (β^-) և գամմա (γ^0) ռադիոակտիվ ճառագայթներ, որոնք միաժամանակ նյութական միջավայրում կարող են քայքայել միջմոլեկուլային կապերը, այսինքն խոնացնել չեզոք ատոմները, որի համար էլ համարվում են խոնացնող ճառագայթներ:

Ալֆա ճառագայթումը (α^+) դրական լիցքավորված մասնիկների հոսք է, որոնցից յուրաքանչյուրը բաղկացած է միմիայնց հետ ամուր կապված երկու պրոտոնից և երկու նեյտրոնից: Ալֆա մասնիկները հեղիումի ատոմների միջուկներ են, որոնք շարժվում են 14–20 հազ. կմ/վրկ արագությամբ: Կախված նյութի խտությունից, ալֆա ճառագայթները ցուցաբերում են տարբեր թափանցելիության ունակու-

թյուն, օրինակ՝ օդի շերտում դրանք թափանցում են մինչև 10 սմ, իսկ կենսաբանական հյուսվածքում միայն մինչև 0,13 մմ խորությոն:

Բետա ճառագայթումը (β) մեծ արագությամբ շարժվող ազատ էլեկտրոնների հոսք է: Բետա մասնիկը իր չափերով 7500 անգամ փոքր լինելով ալֆա մասնիկից, ունի թափանցելու մեծ ընդունակություն՝ օդի շերտում մինչև 22 մետր, իսկ կենսաբանական հյուսվածքում՝ 20 մմ խորության վրա:

Գամմա ճառագայթումը (γ) բնութագրվում է կարճ ալիքի երկարությամբ՝ ($2 \cdot 10^{-10}$ մ) և օժտված է բարձր էներգիայով: Գամմա ճառագայթները, ինչպես նաև ռենտգենյան ճառագայթները պատկանում են էլեկտրամագնիսական ճառագայթներին, որոնք ունեն միանման բնույթ և դրանց քվանտները (ֆոտոնները) չեն կրում էլեկտրական լիցք:

Ներկայումս որպես ռադիոակտիվության չափման միավոր հիմնականում օգտագործվում է Բեկերելը (Բկ), որը ցույց է տալիս, որ 1 վայրկյանում տեղի է ունենում 1 տրոհում, այսինքն 1Բկ հավասար է վայրկյանում 1 տրոհման՝ $1\text{Բկ}=1\text{վրկ}^{-1}$: Նախկինում ընդունված էր Կյուրին՝ ($1 \text{ Կյուրին} = 3,7 \cdot 10^{10}$ տրոհում մեկ վայրկյանում, այսինքն $1 \text{ Կի} = 3,7 \cdot 10^{10} \text{ Բկ}$): Օրինակ, հայտնի է, որ Չերնոբիլի վթարի գումարային ռադիոակտիվ արտանետումները կազմել են $5 \cdot 10^{10}$ Կի:

Առանձնացվում են հողի տեսակարար (Բկ/կգ), ծավալային (Բկ/մ³) և մակերեսային (Բկ/մ²) ռադիոակտիվություններ:

Ներկայումս Երկիր մոլորակի վրա գոյություն ունի ալֆա, բետա ու գամմա ճառագայթման և ռադիոնուկլիդների պարունակության ինչպես բնական, այնպես էլ արհեստական ֆոներ: Ըստ որում, բնական ֆոնը տիեզերական և երկրային ծագման բնական աղբյուրներից եկող իոնացնող ճառագայթների կողմից ստեղծվող մշտական ֆոնն է, իսկ արհեստական ճառագայթային ֆոնը առաջանում է մարդու գործունեության հետևանքով՝ միջուկային պայթյուններից, ատոմակայանների վթարներից, ռադիոակտիվ թափոններից և այլն:

Գոյություն ունի նաև հողի ռադիոակտիվություն հասկացությունը, որը պայմանավորված է նրանում պարունակվող ռադիոնուկլիդ-

ներով: Ընդ որում, առանձնացվում են բնական և արհեստական ռադիոակտիվություններ: Հողի բնական ռադիոակտիվությունը պայմանավորված է հողում և հողառաջացնող մայրական ապարներում բնական ռադիոակտիվ իզոտոպների մշտական այս կամ այն քանակության առկայությամբ: Հայտնի են ավելի քան 300 բնական ռադիոնուկլիդներ, որոնք ստորաբաժանվում են 3 խմբի: Առաջին խումբը ներառում է հիմնական ռադիոակտիվ տարրերը ու ռադիոակտիվ իզոտոպները՝ մասնավորապես ուրանը (^{238}U , ^{235}U), թորիումը (^{232}Th), ռադիումը (^{226}Ra) և ռադոնը (^{222}Rn , ^{220}Rn): Երկրորդ խմբի մեջ մտնում են «սովորական» տարրերի իզոտոպներ, որոնք օժտված են ռադիոակտիվությամբ՝ կալիում (^{40}K), ռութիլիում (^{87}Rb), կալցիում (^{48}Ca), ջիրկոնիում (^{96}Zr) և այլն: Երրորդ խմբում ներառվում են այն ռադիոակտիվ իզոտոպները, որոնք առաջանում են մթնոլորտում տիեզերական ճառագայթների ազդեցությամբ՝ տրիտիում (^3H), բերիլիում (^7Be , ^{10}Be) և ածխածին (^{14}C):

Ռադիոնուկլիդները, ըստ առաջացման ձևի և ժամանակի, բաժանվում են՝ առաջնային, որոնք գոյություն են ունեցել մոլորակի առաջացման օրվանից (^{40}K , ^{48}Ca , ^{238}U), երկրորդական, որոնք առաջացել են առաջնային ռադիոնուկլիդների տրոհումից (դրանք թվով 45 են՝ ^{232}Th , ^{235}U , ^{222}Rn , ^{220}Rn , ^{226}Ra և այլն) առաջացածներ, որոնք առաջանում են տիեզերական ճառագայթների ու երկրորդական նեյտրոնների ազդեցության տակ (^{14}C , ^3H , ^{24}Na):

Հողում բնական ռադիոնուկլիդների պարունակությունը հիմնականում կախված է հողառաջացնող մայրական ապարների քիմիական բաղադրությունից, որտեղ դրանց քանակությունը զգալիորեն կարող է տատանվել: Օրինակ՝ թորիումի (^{232}Th) պարունակությունը տատանվում է $0,1 - 13 \cdot 10^{-4} \%$, ուրանիը (^{238}U) $0,1 - 8,6 \cdot 10^{-4} \%$ -ի սահմաններում: ^{40}K -ն հիմնական բնական ռադիոնուկլիդներից մեկն, որը պարունակում է բիոտիտ, մոսկովիտ, օրթոկլազ, միկրոկլին և իլլիտ հողային հանքանյութերում: Ըստ որոշ գրականության տվյալների՝ $0 - 25$ սմ հողի վարելաչերտում բնական ռադիոնուկլիդների պարունակությունը տատանվում է՝ ^{40}K -ը $90 - 720$

Բկ/կգ, ^{226}Ra -ը 6 – 2500 Բկ/կգ, ^{232}Th -ը 7 – 50 Բկ/կգ և ^{238}U -ը 10 – 50 Բկ/կգ-ի սահմաններում:

Հողի արհեստական ռադիոակտիվությունը ուղղակի պայմանավորված է հող ռադիոակտիվ իզոտոպների ներթափանցմամբ: ^{235}U , ^{238}U , ^{239}Pu , ^{129}I , ^{131}I , ^{144}Ce , ^{140}Ba , ^{106}Ru , ^{90}Sr , ^{137}Cs հանդիսանում են ամենատարածված իզոտոպները, որոնք առաջ են բերում հողի արհեստական ռադիոակտիվ աղտոտում: Այս աղտոտումը հանգեցնում է մի շարք էկոլոգիական հետևանքների, որոնցից ամենավտանգավորը բուսական ու կենդանական ծագման մթերքներով ռադիոնուկլիդների ներթափանցումն է մարդու օրգանիզմ, որը կուտակվելով առաջացնում է ռադիոակտիվ ներքին ճառագայթում: Հատկապես վտանգավոր են ^{90}Sr և ^{137}Cs ռադիոնուկլիդները, քանի որ դրանք ունեն կիսատրոհման երկար պարբերություն, ճառագայթման բարձր էներգիա և սննդային շղթա հեշտ ներթափանցելու ընդունակություն (նկ. 17):

Արհեստական ռադիոնուկլիդները կուտակվում են հիմնականում (80–90%) հողի 0–10 սմ շերտում, իսկ վարելահողում ամբողջ վարելաշերտի խորությամբ: Մեծ սորբցիոն ընդունակությամբ օժտված են հումուսի բարձր պարունակություն և ծանր մեխանիկական կազմ ունեցող ու մոնոմորֆիլոնիտով հարուստ հողերը, որտեղ ռադիոնուկլիդները ունեն փոքր միգրացիոն ընդունակություն: Հողում ռադիոնուկլիդները, ըստ շարժունակության աստիճանի, դասավորվում են հետևյալ շարքով՝ $^{90}\text{Sr} > ^{106}\text{Ru} > ^{137}\text{Cs} > ^{129}\text{I} > ^{239}\text{Pu}$:



Նկար 17

Ռադիոակտիվության բարձր ֆոնի ազդեցությունը բուսական օրգանիզմի վրա (աջից՝ ծաղիկի բնական վիճակ, ձախից՝ ազդեցության ենթարկված վիճակ)

Արհեստական կամ տեխնածին ծագման հիմնական ռադիոնուկլիդները՝ ^{90}Sr , ^{131}I և ^{137}Cs առաջանում են ուրանի ու պլուտոնիումի տրոհումից: Հողում ^{137}Cs ռադիոնուկլիդը գտնվում է տարբեր ձևերով, իսկ նրա պարունակությունը, կախված հողատիպից, կարող է զգալիորեն տատանվել: Օրինակ՝ հայտնի է, որ հողում ^{137}Cs ռադիոնուկլիդի պարունակության 5-ից մինչև 30%-ը կարող է լինել փոխանակային (շարժուն), 2 – 25%-ը թթուների մեջ լուծված և 50 – 90%-ը կլանված (ֆիքսված) ձևերով:

Ռադիոնուկլիդները հողում գտնվում են ինչպես հողային լուծույթում, այնպես էլ պինդ մասնիկների կազմում: Վերոնշյալ տարբեր ձևերի պարունակությունը կախված է հողի հատկություններից՝ կլանման տարողությունից, հանքաքանական կազմից, pH-ից, հու-

մուսի պարունակությունից: Ռադիոնուկլիդներով հողի աղտոտվածության խտությունը (ԱԽ), այսինքն դրանց պարունակությունը հետազոտվող հողաշերտում 1մ^2 մակերեսով, որոշվում է հետևյալ բանաձևով՝

$$\text{ԱԽ} = 0,001 \times \mathbf{\text{Պ}} \times \mathbf{\text{ՀՇ}} \times \mathbf{\text{ՀԽ}},$$

որտեղ.

0,001 – Բկ/մ^2 -ոց կԲկ/մ^2 վերահաշվարկի գործակիցն է,

Պ-ն՝ հողում ռադիոնուկլիդների պարունակությունն է, (Բկ/կգ),

ՀՇ-ն՝ հողի շերտն է՝ արտահայտված սմ-ով,

ՀԽ-ն՝ հողի (փաստացի) խտությունն է (գ/սմ^3):

Ռադիոնուկլիդներից հողի բնական ինքնամաքրման արագությունը հիմնականում կախված է դրանց կիսատրոհման պարբերությունից, ուղղահայաց ու հորիզոնական միգրացիայից:

Լաբորատոր աշխատանք 6.1.

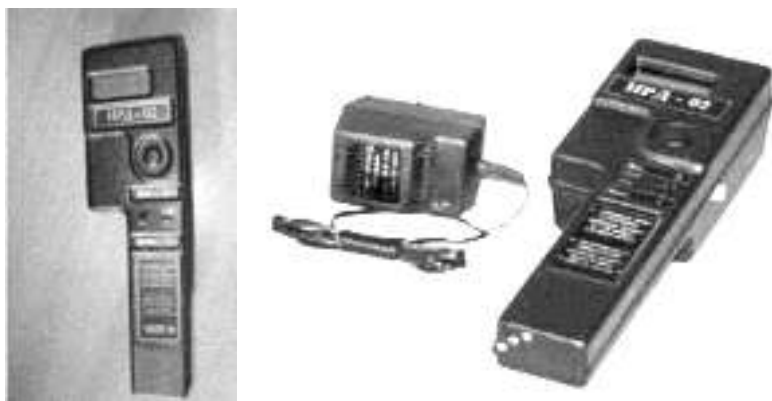
Ռադիոակտիվության չափման և ռադիոնուկլիդների պարունակության որոշման եղանակները

Ռադիոակտիվության չափման ու ռադիոնուկլիդների պարունակության որոշման նպատակով օգտագործվում են տարբեր սարքեր ու սարքավորումներ (դոզաչափ, ռադիոմետր, սպեկտրոմետր, նկ. 18):

Դրանցից է ԻՐԴ-02 (ИРД-02) դոզաչափ-ռադիոմետրը, որը կարող է օգտագործվել ինչպես լաբորատոր, այնպես էլ դաշտային պայմաններում (նկ. 19): Ունի կիրառության լայն շրջանակ՝ վերջինիս միջոցով կարելի է հայտնաբերել ռադիոակտիվության աղբյուրները, գնահատել տեղանքի (բնակավայր, աշխատավայր) ռադիոէկոլոգիական իրավիճակը, ինչպես նաև որոշել ռադիոնուկլիդների պարունակությունը հողում, ջրում և այլ հետազոտության օբյեկտներում:



Նկար 18. Ռադիոակտիվության չափումը դաշտային պայմաններում



Նկար 19. Դոզաչափ-ռադիոմետր

Ռադիոակտիվ աղբյուրվածության էկոլոգիաթունաբանական
գնահատումը [13]

Ազդեցության աստիճանը, մկՌ/ժամ	Գամմա ճառագայթների հոսքի ինտենսիվությունը, μR^{-1}	Աղտոտվածության խտությունը, կԲկ/մ^2		Ռադիոակտիվ աղտոտվածության գոտու բնութագիրը
		^{137}Cs	^{90}Sr	
< 30	< 225	< 37	< 3,7	Էկոլոգիապես անվտանգ գոտի
31 – 50	226 – 375	37 – 185	3,7 – 11,1	Մոցիալ-տնտեսական արտոնությունների կարգավիճակով բնակության գոտի
51 – 100	376 – 750	186 – 555	11,2 – 37	Վերաբնակեցման, փոխհատուցման ու արտոնությունների ստացման իրավունքով բնակության գոտի
101 – 180	751 – 1350	556 – 1480	38 – 111	Բնակչության վերաբնակեցման գոտի
> 180	> 1350	> 1480	> 111	Բնակչության վերաբնակեցման ու գյուղատնտեսական արտադրության արգելման գոտի

Գամմա-քետա-սպեկտրոմետրը ՄԿՍ-ԱՏ 1315 (MKC-AT 1315) նախատեսված է ռադիոնուկլիդների միաժամանակյա ու առանձին-առանձին որոշման համար (նկ. 20): Կիրառման շրջանակներում կարելի է որոշել ^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{131}I , ^{90}Sr , ^{40}K , ^{226}Ra , ^{232}Th ռադիոնուկլիդների պարունակությունը հողում, ջրում, բույսում, սննդամթերքներում, գյուղատնտեսական հումքում: Կիրառվում է նաև արդյունաբերության, շինարարության և անտառտնտեսության ոլորտներում:



Նկար 20. Գամմա-քետա-սպեկտրոմետր

Վերը նշված սարքերով կարելի է պարզել տարածքի ռադիոակտիվ աղտոտվածությունը և, ըստ աղյուսակ 21-ում բերված սանդղակի, տալ էկոլոգիաթունաբանական գնահատականը:

ԹԵՄԱ 7

ՀՈՂԻ ԱՂՏՈՏՈՒՄԸ ՆԱՎԹՈՎ, ՆԱՎԹԱՄԹԵՐՔՈՎ ԵՎ ԳՐԱՆՑ ԷԿՈԼՈԳԻԱԿԱՆ ՀԵՏԵՎԱՆՔՆԵՐԸ

Վերջին տարիներին հողերի նավթամթերքով աղտոտվածության հիմնախնդիրը դարձել է շատ արդիական: Արդյունաբերության զարգացման և տրանսպորտային միջոցների թվաքանակի ավելացմանը զուգահեռ մեծանում է նավթամթերքի արդյունահանման տեմպը, իսկ վերջինս հանդիսանում է էներգակիր և քիմիական արդյունաբերության համար որպես հումք: Արդյունքում տարեկան միլիոնավոր տոննա նավթի ու նավթամթերքների արտահոսքերի պատճառով աղտոտվում է համաշխարհային օվկիանոսը, հողը, ինչպես նաև ավտոմեքենաների շարժիչների կոմպից այրվելով՝ մթնոլորտային օդը:

Ներկայումս հողատարածքների մեծ մասը այս կամ այն չափով աղտոտված են նավթամթերքներով: Այս հիմնախնդիրը առավել նկատելի է այն շրջաններում, որտեղ գոյություն ունեն նավթամթերքով կամ բնական գազով աշխատող ձեռնարկություններ կամ նավթատար խողովակներ: Ամեն տարի հսկայական հողատարածքներ, աղտոտվելով նավթամթերքներով, դուրս են գալիս գյուղատնտեսական շրջանառությունից ու դառնում անպիտան (աղյուսակ 22):

Նավթը յուրահատուկ հոտով, դեղինից կամ բաց գորշավունից մինչև սև գույնի հեղուկ է, որը թեթև է ջրից, իսկ խտությունը տատանվում է 0,73-ից 0,97 գ/սմ³-ի միջակայքում: Այն ամխաջրածինների և դրանց ածանցյալների խառնուրդ է, որտեղ ամեն մի տարր դիտվում է որպես առանձին աղտոտիչ: Նավթի բաղադրության մեջ հայտնաբերվել են հազարից ավելի օրգանական նյութեր, որոնք պարունակում են 83-87 % ածխածին, 12-14 % ջրածին, 0,5-0,6 % ծծումբ, 0,02-1,7 % ազոտ, 0,005-3,6 % թթվածին և շատ չնչին քանակությամբ տարրեր հանքային տարրեր:

*Սևահողերի աղտոտվածության աստիճանի դասկարգումը՝ ըստ նավթի և
նավթամթերքի պարունակության [36]*

Հողի աղտոտման աս- տիճանը	Աղտոտում քեթև նավթամթերքներ- ով, մգ/կգ	Աղտոտում ծանր նավթամթերքներով, մգ/կգ
Աղտոտման բացակա- յություն	մինչև 400	մինչև 400
Շատ քույլ աղտոտում	400-3000	400-1000
Թույլ աղտոտում	3000-6000	1000-2000
Միջին աղտոտում	6000-12000	2000-3000
Ուժեղ աղտոտում	12000-25000	3000-5000
Շատ ուժեղ աղտոտում	25000-ից ավել	5000-ից ավել

Կախված արդյունահանման վայրից՝ նավթը ունի տարբեր որակական ու քանակական հատկություններ: Օրինակ, առավել շատ սահմանային աջխաջրածիններ պարունակում է Ամերիկայի Պենսիլվանիա նահանգում արդյունահանվող նավթը: Սահմանային ածխաջրածիններով հարուստ է նաև Գրոզնիում և Միջին Ասիայում արդյունահանվող նավթը:

Հողի նավթով և նավթամթերքներով աղտոտվածության հիմնա-
կան պատճառը կապված է մարդու սխալ տնտեսական գործունեու-
թյան հետ (նկ. 21): Բնական պայմաններում նավթը գտնվում է բերրի
հողաշերտից ներքև՝ շատ մեծ խորության վրա և ոչ մի ազդեցություն
չի կարող թողնել վերջինիս վրա: Բնական պայմաններում նավթը
երկրի մակերես հազվադեպ է դուրս գալիս, որը կարող է տեղի ունե-
նալ որոշ երկրաբանական գործընթացների ժամանակ՝ հողագրուն-
տի բարձացման հետևանքով:



Նկար 21. Նավթամթերքներով աղտոտված հողատարածքներ

Նավթով աղտոտվածություն տեղի է ունենում հիմնականում նավթատարրերի գոտում ու նավթարդյունաբերական շրջաններում, ինչպես նաև այլ միջոցներով նավթի տեղափոխման ժամանակ: Նավթատարրերի ու նավթարդյունաբերական շրջաններում պարբերաբար տեղի ունեցող նավթի ու նավթամթերքների արտահոսքերը հիմնականում տեղային բնության են և չեն տարածվում մեծ տարածությունների վրա: Այդ առումով, առավել վտանգավոր են ծովային նավթահորերի և նավթատարների վթարները: Այդ դեպքում նավթը տարածվում է ջրի մակերեսով, առաջացնելով բարակ թաղանթ, որը կարող է տարածվել հարյուրավոր և նույնիսկ հազարավոր քառակուսի կիլոմետրերի վրա՝ առաջացնելով նավթաին բծեր: Նավթային թաղանթը հասնելով առափնյա շրջաններ՝ կարող է աղտոտել ափամերձ շրջանների հողերը և վնաս հասցնել տեղի բուսական և կենդանական աշխարհին:

Նավթամթերքով աղտոտված տարածքները և աղտոտման աղբյուրները պայմանականորեն կարելի է բաժանել երկու խմբի՝ ժամանակավոր և մշտական: Առաջին խմբի մեջ կարելի է դասել նավթային բծերով պատված ջրատարածքները և տեղափոխությունների ժամանակ առաջացած արտահոսքերը: Երկրորդ խումբն ընդգրկում է մշտական աղտոտվածության տարածքները, որտեղ արդյունահանման ժամանակ պարբերաբար տեղի ունեցող արտահոսքերի հետևանքով հողը ներծծված է նավթով:

Հողատարածքների նավթամթերքով աղտոտվածության էկոլոգիական հետևանքները կախված են աղտոտման բնույթից ու ծավալներից, հողի հատկություններից և շրջակա միջավայրի առանձնահատկություններից: Գործոնների առաջին խմբին են պատկանում աղտոտող նյութի քիմիական կազմը, հողում դրանց պարունակությունը, աղտոտման վաղեմությունը և այլն:

Ինչպես նշվեց, նավթը բաղկացած է տարբեր բաղադրատարրերից, որոնք խիստ տարբերվում են իրենց ֆիզիկաքիմիական բնույթով, ուստի դրանց փոխարկումները հողում նույնպես տարբեր են: Ամենամեծ ներթափանցող հատկությամբ օժտված են քեթև բաղադ-

րատարրերը, որոնք մագնոթային (կապիլյար) ուժի շնորհիվ կարող են թափանցել հողաշերտի մինչև 1 մետր խորությունը: Նավթամթերքի թեթև մասնիկները ($t_{\text{m}} < 200^{\circ} \text{C}$) օժտված են մաս թունավորության բարձր աստիճանով: Միևնույն ժամանակ, եթե հողը աղտոտված է միայն թեթև բաղադրատարրերով, ապա այն կարող է ինքնամաքրվել, քանի որ դրանք ունեն ցածր եռման ջերմաստիճան և ժամանակի ընթացքում կարող են գոլորշիանալ:

Ծանր բիտումային բաղադրատարրերը, որոնք մավթում գտնվում են թեթև բաղադրատարրերի հետ լուծված վիճակում, շատ խորը չեն թափանցում (մինչև 12 սմ): Միջին ջերմաստիճանային պայմաններում սրանք պինդ ամորֆ նյութեր են, որոնք աղսորբցվում են հողի վերին շերտի մասնիկների կողմից, ապա տսնծում դրանք, առաջացնելով ամուր կեղև: Այդպիսի աղտոտումը բնական ճանապարհով չի կարող ինքնամաքրվել: Սակայն, հարկ է նշել, որ ծանր բիտումային բաղադրատարրերին (օր. պարաֆին) բնորոշ չէ խիստ թունավոր հատկություններ: Հողում մավթի ծանր բաղադրատարրերը բույսերի աճի ու զարգացման վրա թողնում են անուղղակի բացասական ազդեցություն՝ վատթարացնելով հողի օդաթափանցելիությունն ու ջրաթափանցելիությունը: Արդյունքում նվազում է աէրոբ բակտերիաների քանակը, փոխարենը ավելանում անաէրոբ բակտերիաների քանակը: Առավել վտանգավոր է հողի աղտոտումը չվերամշակված մավթով, քանի որ դրա մեջ պարունակվող թեթև բաղադրատարրերը իջնում են հողի խորը շերտերը, իսկ ծանր բաղադրատարրերը առաջացնում են կեղև՝ խոչընդոտելով թեթև բաղադրատարրերի գոլորշիացումը: Արդյունքում հողում բնակվող օրգանիզմները ամբողջությամբ ոչնչանում են, հողը դառնում է անկենդան և ոչ պիտանի:

Գործոնների երկրորդ խմբին են պատկանում հողի կառուցվածքը, մեխանիկական կազմը, խոնավությունը, միկրոկենսաբանական ու կենսաքիմիական գործընթացների ակտիվությունը և այլն: Պարզվել է, որ ինչքան հողի մասնիկները մեծ են, այնքան մավթը և մավթամթերքը ավելի հեշտ են թափանցում խորը շերտեր: Հողի կառուցվածքից է կախված մաս օդաթափանցելիության աստիճանը, հե-

տևաբար նաև նավթի գոլորշիացումն ու օքսիդացումը: Խոնավ հողը վանում է հիդրոֆոր նավթը, հետևաբար խոչընդոտում է դրա ներծըմանը:

Հողում նավթի ու նավթամթերքների գոլորշիացմանն ու օքսիդացմանը նպաստում են օդի ջերմաստիճանը, քամիները, արևային ռադիացիան, մասնավորապես ուլտրամանուշակագույն ճառագայթների ինտենսիվությունը, բուսական ծածկույթը և այլն: Հայտնի է, որ ինչքան ջերմաստիճանը բարձր է, այնքան օքսիդացման գործընթացը ավելի արագ է ընթանում: Ամռան շրջանում նավթը ավելի արագ է քայքայվում, քանի որ թեթև բաղադրատարրերը գոլորշիանում են, իսկ ծանր բաղադրատարրերը՝ օքսիդանում: Չմռանը՝ բացասական ջերմաստիճանային պայմաններում, ծանր բաղադրատարրերի մեծ մասը անցնում է պինդ վիճակի և ընդհանրապես չի օքսիդանում, հետևաբար նավթի ու նավթամթերքի քայքայումը հիմնականում տեղի է ունենում ամռանը: Քամին հողի վերին շերտերը անընդհատ հարստացնում է թթվածնով՝ նպաստելով նավթամթերքի օքսիդացմանը: Ուլտրամանուշակագույն ճառագայթումը նույնպես նպաստում է օքսիդացման ռեակցիաներին, դրանով իսկ արագացնելով հողի և ջրի մակերեսին նավթի քայքայման գործընթացը:

Նավթով և նավթամթերքով աղտոտումը բերում է հողի մանրէաբանական կազմի ու քանակության կտրուկ փոփոխությունների: Աղտոտումից հետո զգալիորեն ավելանում է ածխաջրածինները օքսիդացնող մանրէների թվաքանակը և ակտիվությունը: Նավթի քայքայումից հետո մանրէների ընդհանուր թվաքանակը կրկին մոտենում է ֆոնային պարունակությանը, սակայն դրանցում ածխաջրածիններ օքսիդացնող մանրէների հաշվեկշիռը շատ ավելի մեծ է լինում, քան նավթամթերքով չաղտոտված հողերում և այդ վիճակը կարող է պահպանվել 10-20 տարի: Այսինքն, հողում այս մանրէների համեմատաբար մեծ թվաքանակի առկայությունը կարող է վկայել նավթով և նավթամթերքով այդ շրջանների նախկինում աղտոտվածության մասին:

Նավթով աղտոտումը ճնշում է բուսական օրգանիզմներում ընթացող ֆոտոսինթեզի ակտիվությունը: Առաջին հերթին այն ազդում է հողային ջրիմուռների զարգացման վրա: Ուժեղ աղտոտվածության ժամանակ բուսական ծածկույթը սովորաբար ոչնչանում է, սակայն թույլ աղտոտվածության դեպքում բուսական մնացորդները կարող են նպաստել հողի ինքնավերականգնման գործընթացին: Մասնավորապես՝ աղտոտված մակերեսի վրա կուտակված բուսական մնացորդները ժամանակի ընթացքում քայքայվելով առաջացնում են աէրոբ բակտերիաներով հարուստ հումուսային շերտ: Վերջիններս կարող են օքսիդացնել հողի ավելի խորը շերտերում գտնվող նավթը: Եվ վերջապես, նավթով և նավթամթերքով հողերի աղտոտումը ազդում է նաև կենդանական աշխարհի վրա: Սովորաբար դրանք կա՛մ մահանում են, կա՛ն հեռանում են աղտոտված տարածքից:

Հողերը նավթով և նավթամթերքով աղտոտումից պահպանելու համար պետք է կիրառել հետևյալ միջոցառումները.

- հողում նավթի և նավթամթերքի բույլատրելի խտությունների մոնիթինգ մշակում,
- առավել ռիսկային հողերում (հատկապես նավթատարերի, քիմիական գործարանների և նավթահորերի շրջակայքում) նավթամթերքի պարունակության ամալիզի իրականացում,
- վերը թվարկված օբեկտների փակում կամ հիմնարար վերանորոգում, եթե պարզվի, որ այդ օբեկտները աղտոտում են հողերը,
- աղտոտված հողերի բարելավում:

Նավթամթերքով աղտոտված հողերի մաքրումը դժվար գործընթաց է: Թույլ աղտոտման ժամանակ կարելի է հողը պարարտացնել օրգանական պարարտանյութերով: Դա կնպաստի հողի միկրոֆլորայի և բուսականության զարգացմանը, որն իր հերթին կբերի նավթամթերքի հանքայնացմանը, իսկ որոշակի մասն էլ կանցնի հումի-նային թթուների բաղադրության մեջ: Ուժեղ և երկարատև աղտոտման ժամանակ հողում տեղի են ունենում մորֆոլոգիական, ֆիզիկական, ֆիզիկա-քիմիական, մանրէաբանական կազմի, իսկ երբեմն էլ

նաև հողի կտրվածքի խորը և անվերադարձ փոփոխություններ: Արդյունքում նվազում է հողի բերիությունը և կենսաբազմազանությունը:

Լաբորատոր աշխատանք 7.1.

Հողում նավթի և նավթամթերքի պարունակության որոշման կշռային մեթոդ

Աշխատանքի ընթացքը:

Հողում նավթի և նավթամթերքի պարունակության որոշման համար անհրաժեշտ է վերցնել նավթամթերքով աղտոտված հողանմուշ: Ապա ընդհանուր մուշից առանձնացնել 30 – 100 գ հող (ցանկալի է փորձն իրականացնել 3 կրկնողությամբ) և չորացնել մինչև հաստատուն կշռի գալը: Հողանմուշը լցնել 150 մլ ծավալով կոլբայի մեջ և խոնավացնել քլորոֆորմով: Հետո մի քանի անգամ քլորոֆորմով (յուրաքանչյուր անգամ 10-15 մլ) իրականացնել հողի էքստրակցիա՝ մինչև ստացվի անգույն մզվածք (էքստրակտ): Ստացված քլորոֆորմային քաշվածքը լցնել 250 մլ տարողությամբ կոլբայի մեջ, տեղափոխել քարշիչ պահարան, միացնել Լիբիխի սառնարանին և գոլոշիացնել ջրային բաղնիքի վրա: Երբ կոլբայում մնա 20-25 մլ հեղուկ՝ այս գործընթացը դադարեցնել, կոլբայի պարունակությունը տեղափոխել 50 մլ տարողությամբ բաժակի մեջ, կոլբան ևս 2 անգամ ողորդել 10-ական մլ քլորոֆորմով և լցնել բաժակի մեջ, ապա բաժակը թողնել քարշիչ պահարանում մինչև լրիվ չորանա: Բաժակում մնացած նստվածքը լուծել 5-10 մլ նորմալ հեքսանով:

Ստացված լուծույթը մաքրելու համար այն պետք է անցկացնել հատուկ աշտարակով, որի պատրաստման համար անհրաժեշտ է վերցնել 12-15 սմ երկարությամբ և 1 սմ տրամագծով ապակյա խողովակ, որը ավարտվում է 1 մմ տրամագծով անցքով: Խողովակի ներքևի մասում տեղադրել 1 սմ հաստությամբ ապակե նրբաթել, ապա ավելացնել 4-8 սմ հաստությամբ շերտով ալյումինի օքսիդ և կրկին ծածկել 1 սմ ապակե նրբաթելի շերտով: Պատրաստված աշտարակը ամրացնել ամրակալի (շտատիվի) վրա և պարունակությունը խոնա-

վացնել 3-5 մլ հեքսանոլ: Աշտարակի տակ տեղադրել նախապես անալիտիկ կշեռքի վրա կշռված, 50 մլ տարողությամբ բաժակ, որից հետո ֆիլտրացիոն աշտարակը պատրաստ է աշխատանքի համար:

Հեքսանոլ ստացված լուծույթը տեղափոխել ֆիլտրացիոն աշտարակ, ապա բաժակը 3 անգամ ողողել 2 մլ հեքսանոլ և կրկին տեղափոխել աշտարակ: Աշտարակով անցնելու ժամանակ, երբ նավթամթերքի հեքսանային լուծույթը մաքրվում է բևեռացված միացություններից, որից հետո բաժակը տեղափոխել քարշիչ պահարան և սպասել մինչև հեքսանը լրիվ գոլորշիանա: Ապա բաժակը կշռել անալիտիկ կշեռքով, հետո բաժակը ևս կես ժամ լաբորատորիայում թողնելուց հետո կրկին կշռել և եթե բաժակի զանգվածը չի փոխվել՝ փորձը կարելի է համարել ավարտված: Բաժակի զանգվածի տարբերությամբ որոշվում է նավթամթերքի պարունակությունը հողում: Հաշվարկը կատարել հետևյալ բանաձևով.

$$X = \frac{A}{B} \times 1000,$$

որտեղ՝

X – հողում նավթամթերքի պարունակությունն է, մգ/կգ,

A – բաժակում մնացած նավթամթերքի զանգվածն է,

B – վերցրած հողի զանգվածը՝ գրամներով:

Ռեակտիվներ՝

Ն-հեքսան /քիմիապես մաքուր/ (C_6H_{14}),

Քլորոֆորմ ք.մ. ($CHCl_3$),

Ալյումինի օքսիդ (Al_2O_3) անջուր՝ ակտիվացված $800^\circ C$ -ի պայմաններում 4 ժամ,

Ապակե նրբաթել:

Լաբորատոր աշխատանք 7.2.

Նավթամթերքով աղտոտված հողում ծծմբաջրածնի պարունակության որոշման մեթոդ

Հողում անատերք բակտերիաների մասնակցությամբ տեղի է ունենում օրգանական նյութերի քայքայման գործընթացներ: Այսպես, որոշ բակտերիաներ օրգանական նյութերի օքսիդացման համար օգտագործում են սուլֆատների թթվածինը՝ միաժամանակ առաջացնելով ծծմբաջրածին: Նմանատիպ գործընթաց տեղի է ունենում նավթամթերքով մշտապես աղտոտվող հողերում, ճահիճներում կամ պարբերաբար ջրածածկվող հողատարածքներում: Ծծմբաջրածինը անգույն գազ է, լավ լուծվում է ջրում և օրգանական լուծիչներում, հանդիսանում է ուժեղ վերականգնիչ: Հողում ծծմբաջրածնի պարունակության ՍԹԽ-ն 0,4 մգ/կգ է:

Մեթոդը հիմնված է յոդի միջոցով ծծմբաջրածնի օքսիդացման վրա, որը տեղի է ունենում թթվային միջավայրում KJ և KMnO_4 փոխազդեցության ժամանակ: Ծծմբաջրածնի հայտնաբերման նվազագույն քանակը կազմում է 0,32 մգ/կգ հողում, ճշտությունը՝ 25 %, որոշման տիրույթը՝ 0,32 – 2300 մգ/կգ:

Աշխատանքի ընթացքը:

Կոնաձև կոլբայի մեջ լցնել 100 գ հող և ավելացնել 200 մլ կրկնակի թորված ջուր, ապա այն փակել ռետինե խցանով, թափահարել 3 րոպե և անցկացնել ֆիլտրի թղթով: Կոնաձև կոլբայի մեջ լցնել 100 մլ ջրային քաշվածք, ավելացնել մի քանի կաթիլ ծծմբական թթու և 1 մլ 10%-անոց KJ -ի լուծույթ, թափահարել և ավելացնել 0,01 M (մոլարանոցկանության) KMnO_4 -ի լուծույթ՝ մինչև առաջանա դեղին գունավորում: Յոդի ավելցուկը տիտրել $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ -ի 0,005 M լուծույթով (մինչև գույնի փոփոխությունը) և ավելացնել մի քանի կաթիլ 1%-անոց օսլայի լուծույթ (կապույտ գույն չպետք է հայտնվի): Նախապես լցված 0,01 M KMnO_4 -ի լուծույթի և տիտրման ժամանակ ծախսված 0,01 N (նորմալականությամբ) $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ -ի լուծույթների ծավալների տարբերությունը համապատասխանում է 0,01 M յոդի լուծույթի

քանակին, որը ծախսվել էր 100 մլ ջրային քաշվածքում ծծմբաջրածնի օքսիդացման համար: Նշենք, որ 1 մլ 0,01 M յոդի լուծույթը համապատասխանում է 0,17 մգ ծծմբաջրածնին:

Օրինակ.

Նախապես լցված 0,01 M KMnO_4 -ի լուծույթի և տիտրման ժամանակ ծախսված 0,01 N $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ -ի լուծույթների ծավալների տարբերությունը կազմել է 5 մլ: Այսինքն, 100 մլ ջրային քաշվածքում պարունակվել է 0,85 մգ H_2S ($5 \times 0,17 = 0,85$): 200 մլ ջրային քաշվածքում, հետևաբար նաև 100 գրամ հողում, պարունակվել է 1,7 մգ H_2S : Այդ դեպքում 1 կգ հողում H_2S -ի պարունակությունը (C) հավասար կլին (մգ/կգ).

$$C = \frac{1,7}{100} \times 1000 = 17 \text{ մգ/կգ:}$$

Ռեակտիվներ՝

1. KMnO_4 -ի 0,01 M լուծույթ. 1,58 գ KMnO_4 -ը լցնել 1 լ տարողությամբ չափիչ կոլբայի մեջ և լուծել 500 – 600 մլ կրկնակի թորած ջրում, ապա ավելացնել կրկնակի թորած ջուր մինչև 1 լ-ի նիշը:

2. $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ -ի 0,01 N լուծույթ. 0,79 գ $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ -ը լցնել 1 լ տարողությամբ չափիչ կոլբայի մեջ և լուծել 500 – 600 մլ կրկնակի թորած ջրում, ապա ավելացնել կրկնակի թորած ջուր մինչև 1 լ-ի նիշը:

3. H_2SO_4 -ի լուծույթ. 1,84 գ/սմ³ խտությամբ H_2SO_4 -ը լուծել կլրկնակի թորած ջրում՝ 1:3 հարաբերությամբ:

4. KJ-ի 10%-անոց լուծույթ. 10 գ KJ լցնել 100 մլ տարողությամբ չափիչ կոլբայի մեջ և լուծել 50 – 60 մլ կրկնակի թորած ջրում, ապա ավելացնել կրկնակի թորած ջուր մինչև 100 մլ-ի նիշը:

ԹԵՄԱ 8

ՀՈՂԻ ԿԵՆՍԱՔԱՆԱԿԱՆ ԱՂՏՈՏՈՒՄԸ ՈՐՊԵՍ ԺԱՄԱՆԱԿԱԿԻՑ ԷԿՈԼՈԳԻԱԿԱՆ ՀԻՄՆԱԽՆԳԻՐ

Հողային ծածկույթի սանիտարա-կենսաբանական մաքրությունը մարդու և կենդանիների համար բարենպաստ էկոլոգիական իրավիճակի ապահովման հիմնական գրավականն է: Բայց միաժամանակ հենց մարդն ու կենդանիներն են բնակավայրերի աղտոտման հիմնական պատճառը, այդ թվում նաև հողային ծածկույթի:

Ըստ աղտոտման բնույթի հողերի՝ կենսաբանական աղտոտվածությունը լինում է միկրոկենսաբանական, հելմենտոլոգիական և էնտոմոլոգիական (միջատաբանական):

Հողը միկրոօրգանիզմների բնակման հիմնական կենսամիջավայրն է: Հողի մանրէաբանական կենսույթի (բիոտայի) տեսակային բազմազանությունը կազմում է մի քանի հազար տեսակ: Չնայած մեկ մանրէի չնչին կշռի ($7-9 \times 10^{-14}$ գ)՝ դրանց ընդհանուր կենսազանգվածը անմշակ հողերում կազմում է 300-500 կգ/հա, իսկ մշակովի հողերում՝ 2-5 տ/հա: Այսինքն, քանակական առումով, մշակովի հողատարածքներում մանրէների ընդհանուր թվաքանակը 1 գրամ հողում կարող է հասնել 5 մլրդ, իսկ չմշակվող, օրգանական նյութերով աղքատ հողերում՝ 200 մլն: Մանրէները հողաշերտում անհավասարաչափ են բաշխված: Հողի վերին շերտում՝ 0-10 սմ, մանրէների քանակը համեմատաբար քիչ է, որը պայմանավորված է արեգակնային ճառագայթների մահացու ազդեցությամբ և խոնավության պակասով: Մանրէների առավելագույն քանակ նկատվում է 10-30 սմ խորության շերտում, ապա կրկին նվազում է և արդեն մեկ մետր խորության վրա գրեթե չեն հանդիպում:

Միկրոօրգանիզմների յուրաքանչյուր կարգաբանական ստորաբաժանում հողում իր ուրույն կարևոր դերն է կատարում, սակայն դրանցից շատերը մարդու համար վտանգավոր են և նույնիսկ մահացու: Մանրէների նման ձևերին անվանում են ախտածին: Էվոլյուցիոն

զարգացման ընթացքում ախտածին միկրոօրգանիզմները ձեռք են բերել մակաբուծային հատկություններ, որի շնորհիվ գոյատևում են այլ կենդանի օրգանիզմների հաշվին: Այդ մարէները սովորաբար ապրում են կենդանական և բուսական օրգանիզմներում, սակայն երբեմն հայտնվելով հողում, ջրում կամ մթնոլորտային օդում պատճառ են դառնում միջավայրի կենսաբանական աղտոտմանը:

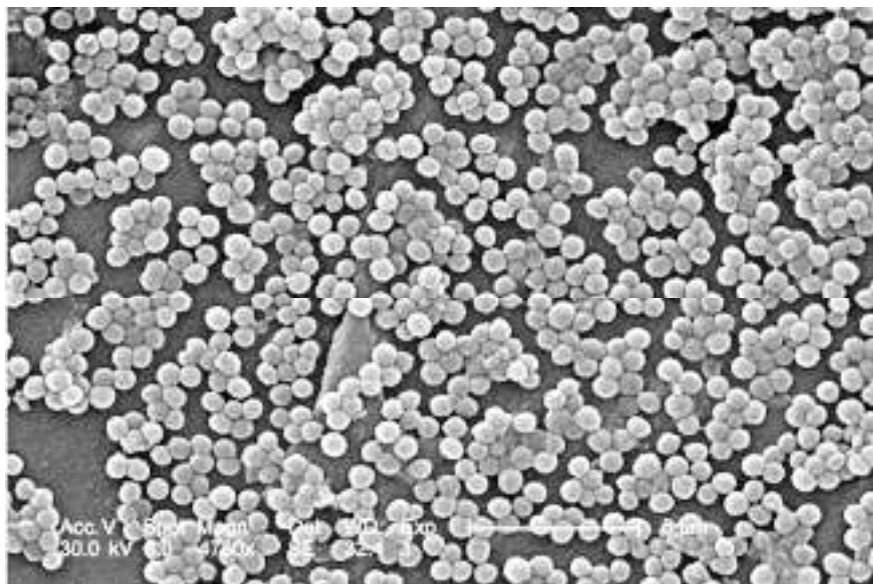
Ախտածին միկրոօրգանիզմները հողում կարող են մնալ շատ երկար ժամանակ: Օրինակ սիբիրյան խոցի հարուցիչները հողում իրենց կենսունակությունը կարող են պահպանել մինչև 15 տարի և դրանով պայմանավորված հողը կարող է հանդիսանալ վարակիչ հիվանդությունների տարածման աղբյուր: Հողը հանդիսանում է մաս վարակի միջնորդավորված փոխանցման օբյեկտ, որտեղից մանրէները կարող են ջրի հետ անցնել բուսական ծագման սննդի մեջ, այնուհետև մարդու օրգանիզմ՝ առաջացնելով խոլերա, տիֆ, դեզինտոքիա հիվանդություններ: Բացի այդ, հողից տարբեր միջատների, կրծողների, անասունների միջոցով կարող են ներթափանցել մարդու օրգանիզմ, առաջ բերելով ժանտախտ, սիբիրյան խոց և այլ հիվանդություններ: Որոշ ախտածին միկրոօրգանիզմներ փոշեհատիկների միջոցով կարող են անցնել շնչառական ուղիներ ու առաջացնել տուբերկուլյոզ և այլ հիվանդություններ:

Հաշվի առնելով հողի համաճարակային վտանգավորությունը՝ անհրաժեշտություն է առաջանում պարբերաբար իրականացնել սանիտարա-մանրէաբանական մշտադիտարկում (մոնիտորինգ):

Սովորաբար հողում առկա է ախտածին միկրոօրգանիզմների խմբերի մեծ բազմազանություն: Դա առավել մեծ է հատկապես խոշոր քաղաքների, զարգացած գյուղատնտեսություն ունեցող բնակավայրերի շրջակայքում:

Կոկերը միկրոօրգանիզմների մեծ խումբ են, որոնց թվին են պատկանում ստաֆիլակոկերը, ստրեպտոկոկերը և զանազան դիպլոկոկեր: Այս խմբի մեջ ներառված են ինչպես ախտածին ներկայացուցիչներ (որոնք մարդկանց և կենդանիների հիվանդությունների հարուցիչներ են), այնպես էլ դրանց մախնիներ հանդիսացող որոշ

սապրոֆիտ տեսակներ: Բոլոր այս տեսակները ցեղակից բակտերիաներ են, ինչի մասին վկայում են իրենց կենսաբանական հատկությունների նմանությունները: Հոդում լայն տարածված տեսակներից են *Staphylococcus albus*, *Staph. aureus*, *Staph. Citreus* (նկ. 22): Սրանք մաշկի այնպիսի բորբոքա-թարախային հիվանդությունների հարուցիչներ են, ինչպիսիք են ֆուրնիկուլենը, արսցեսը, ֆլեգմոնը և այլն:



Նկար 22. *Staphylococcus aureus*

Հաճախ հյուսվածքներում դիտվող մեկրոզը նույնպես կապված է լինում ստաֆիլակոկի մեկրոտոքսինի ազդեցության հետ: Ստաֆիլակոկի էնզիմատիկ արգասիքները ճնշում են ֆագոցիտոզը, նպաստում են հարուցիչի ներթափանցմանը դեպի խորը գտնվող հյուսվածքներ, ոսկորներ և ներքին օրգաններ: Ախտածին ստաֆիլակոկները հաճախ դառնում են թարախային բորբոքումների, ինչպես նաև վերին շնչառական ուղիների երկրորդային ինֆեկցիաների պատճառ [15]: Սննդամթերքի աղտոտման դեպքում դրանք առաջացնում են

սննդային ինֆեկցիոն թունավորումներ: Ստաֆիլակոկերը կենդանիների մոտ առաջացնում են մի շարք բորբոքա-թարախային հիվանդություններ:

Հողում մեծ քանակությամբ հայտնաբերվել են մակաբուծային ստրեպտակոկեր, ինչպես օրինակ հեմոլիտիկներ (*Streptococcus haemolyticus*), ոչ հեմոլիտիկներ (*Strept. anhaemolyticus*) և էնտերակոկեր (*Streptococcus faecalis*, *Strept. faecium* և *Strept. Durans*, նկ 23):

Մարդու համար ախտաբանական առումով ամենավտանգավորներից են համարվում հեմոլիտիկ ստրեպտակոկերը, որոնց վարակման ուղիներ են վնասված մաշկը, լորձաթաղանթները, ճարպային, քրտինքի արտազատման ուղիները, մազարմատները: Լոկալ բնույթի թարախային բորբոքումը (աբսցես, ֆլեգմոն և այլն), հեմոլիտիկ ստրեպտոկոկի ուժեղ ինվազիոն հատկության շնորհիվ, կարող է տարածվել ավշային համակարգով և հասնել մեծ ավշային հանգույցներ՝ առաջացնելով ծանր բորբոքումներ ու թարախակալում:



Նկար 23. *Staphylococcus faecalis*

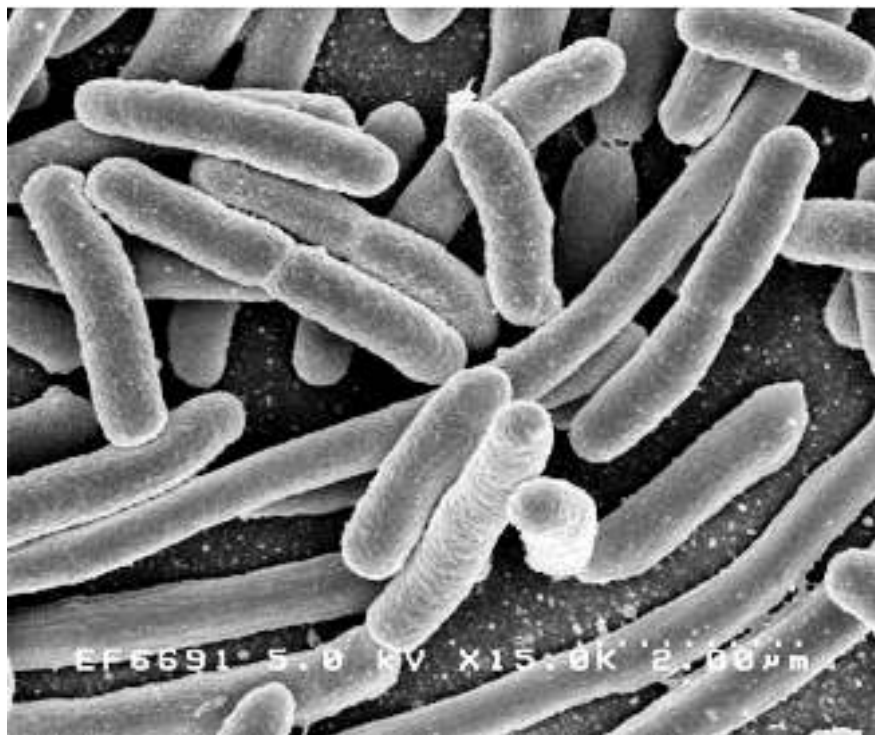
Թուլացած օրգանիզմում ստրեպտոկոկերը տարբեր օրգանների (միջին ականջ, վերին շնչառական ուղիներ, թոքեր, երիկամներ) ինֆեկցիոն ախտահարման պատճառ են դառնում: Հայտնվելով արյան մեջ՝ հեմոլիտիկ ստրեպտոկոկերը կարող են սեպսիսի հարուցման պատճառ դառնալ: Էնտերոկոկերը կարող են առաջացնել բորբոքային պրոցեսներ՝ լեղապարկում, տասերկումատնյա աղիքում, միզուղիներում ու հանգեցնել էնտերոկոլիտի, էնտերոկարդիտի և աղիքային ինֆեկցիաների (օրինակ՝ խոլեցիստիտ, ապենդիցիտ): Էնտերոկոկը հանդիսանում է միջավայրի (հողի, ջրի, սննդամթերքի) ֆեկալ աղտոտման սանիտարաբնութագրիչ միկրոօրգանիզմ: Ստրեպտոկոկային ինֆեկցիաներով ախտահարվում են նաև շատ ընտանի կենդանիներ:

Հողային միջավայրի օրգանական նութերով աղտոտումը կարող է բերել աղիքային բակտերիաների (*Enterobacteriaceae*) թվաքանակի ավելացման: Այս ընտանիքը իր մեջ ներառում է մանրէների մեծ խումբ, որի մեջ մտնում են ախտածին, պայմանական ախտածին և սապրոֆիտ տեսակներ: Սրանց պատմականորեն ազգակից ընտանիք է համարվում աղիքային ցուպիկը (*Escherichia coli*), որը մարդու և կենդանիների աղիների մշտական բնակիչն է: *E. coli*-ից էվոլուցիայի ընթացքում մակաբույծների վերածման արդյունքում առաջացել են այդ խմբի մնացած ներկայացուցիչները: *Enterobacteriaceae* ընտանիքի ախտածին բակտերիաների թվին են դասվում նաև որովայնային տիֆի և դեզինֆերիայի հարուցիչները: Չնայած որ այս խմբի բակտերիաները ունեն ախտածնության տարբեր աստիճան, սակայն նրանց միավորում է կենսաբանական որոշ առանձնահատկություններ [15]:

Աղիքային ցուպիկի խումբը ներառում է յոթ տեսակ (*Bact. coli commune* (*Escherichia coli*), *Bact. aerogenes*, *Bact. coli citrovorum*, *Bact. cloacal*, *Bact. coli anaerogenes*, *Bact. aquatilis*, *Bact. paracoli*), որոնք տարբերվում են իրենց ֆերմենտային ակտիվությամբ և ախտածնության տարբեր աստիճանով (նկ. 24):

Աղիքային ցուպիկը դասվում է պայմանական ախտածին մանրէների շարքին և ապրելու բնական վայրում՝ աղիքներում, հանդիսանում է կոմենսալ (դրական ազդեցություն է բողնում օրգանիզմի վրա): Բայց օրգանիզմի դիմադրողականության բուլացման ժամանակ նկատվում է ցուպիկի ախտածնության դրսևորումներ: Փոքր երեխաների մոտ աղիքային ցուպիկը ընկնելով աղիքի վերին հատվածներ՝ առաջացնում է ծանր աղիքային հիվանդություններ: Նրա ախտածին ազդեցությունն առավել վտանգավոր է նորածինների համար: Այն կարող է թունա-սեպտիկ հիվանդությունների պատճառ դառնալ: Աղիքից թափանցելով այլ օրգաններ՝ առաջացնում է զանազան բորբոքային պրոցեսներ, հաճախ՝ սեպսիս: Սննդամթերքի աղիքային ցուպիկով մասսայական աղտոտման ժամանակ առաջանում են սննդային թունավորումներ: Բացի պայմանական ախտածին աղի-

քային ցուպիկներից, որոնք հիվանդներից առողջներին չեն փոխանցվում, կան նաև ախտածին մանրէներ: Դրանք տարբեր աղիքային հիվանդությունների հարուցիչներ են, մասնավորապես փոքր երեխաների մոտ կարող են առաջացնել կոլիենտերիտ, որը անբարենպաստ սանիտարահիգիենիկ պայմանների դեպքում կարող է առաջացնել համաճարակներ:



Նկար 24. *Escherichia Coli*

Հողի, սննդամթերքի և ջրի աղտոտումը բնութագրելու համար սովորաբար որոշում են աղիքային ցուպիկի քանակը: Ստացված տվյալները արտահայտվում են կոլի տիտրով և կոլի ինդեքսով: Կոլի տիտրը սուբստրատի (հող, ջուր, սննդամթերք) այն նվազագույն քա-

նակն է, որի մեջ հանդիպում է մեկ աղիքային ցուպիկ, իսկ կոլի ինդեքսը՝ 1 գրամ պինդ նյութում կամ 1 լիտր հեղուկում աղիքային ցուպիկի քանակությունն է:

Հողի, ջրի և սաննդամթերքի մասսայական աղտոտումը կարող է համաճարակների բռնկման պատճառ դառնալ: Սանիտարական հետազոտման ժամանակ հողում հայտնաբերվել են խոլերիայի վիբրիոններ (*Vibrio cholerae* – *asiaticae*), որոնք ախտահարում են միայն մարդուն և բնութագրվում է սուր արտահայտված գաստրոէնտերիտով, ջրագրկումով և օրգանիզմի ընդհանուր թունավորումով: Հիվանդությունն ընթանում է շատ ծանր և ունի մահացության շատ մեծ տոկոս (40–50%): Հողային միջավայրում կան նաև պարատիֆոզային տիֆի (*Salmonella typhi*, *Salmonella paratyphi* A և *Salmonella paratyphi* B.) և դիզենտիրիայի (*Sigella dysenteriae*) հարուցիչներ [7]:

Չնայած որ հողը ախտածին միկրոօրգանիզմների բնական բնական միջավայր չէ, բայց և այնպես նրանք այնտեղ լայն տարածված են և երկար տարիներ չեն կորցնում իրենց կենսունակությունը՝ պահպանելով համաճարակային վտանգը:

Սևահողերում ախտածին աերոբ և անաերոբ բակտերիաները շատ են տարածված: Անաերոբների խմբից կարելի է առանձնացնել գազային գանգրենայի հարուցիչները: Հողում գազային գանգրենայի տարբեր հարուցիչների հայտնաբերման հաճախականությունը հետևյալն է՝

- 1) *Clostridium perfringens* – 100%,
- 2) *Cl. oede-matiens* – 64%,
- 3) *Cl. septicum* – 8%,
- 4) *Cl. histolyticum* – 2%:

Վարակումը տեղի է ունենում հողի հետ նշված մանրէների սպորների վերքի մեջ ներթափանցման շնորհիվ: Ակտիվ բազմանալով՝ առաջացնում են ուժեղ էկզոտոքսիններ: Անաերոբների թույնէրով են պայմանավորված գազային գանգրենային բնորոշ ախտանիշները՝ հյուսվածքների այտուց և գազերի առաջացում, մկանների և հյուսվածքների քայքայում [7]:

Հողի մեջ հայտնաբերվել է նաև փայտացման հարուցիչը: Փայտացումը սուր վերքային ինֆեկցիա է, որի բնորոշ ախտանիշը *Cl. tetani* ցուպիկի թույնով նյարդային համակարգի ախտահարումն է: Հիվանդությունը առաջ է գալիս վերքի մեջ տվյալ հարուցիչի սպորների թափանցումից հետո [7]: Վարակվում են հիմնականում մարդիկ և ձիերը, բայց հիվանդությունը կարող է տարածվել նաև շների, այծերի, կատուների, մկների, ճագարների վրա: Փայտացման թույնի նկատմամբ թռչուններն ու սառնարյուն կենդանիները ընկալունակ չեն:

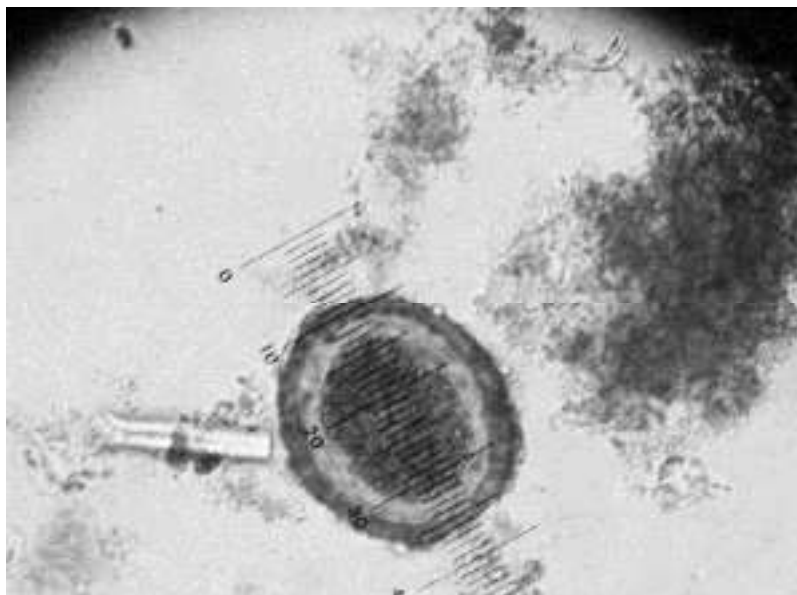
Հողի ախտածին միկրոֆլորայի մյուս ներկայացուցիչը բուտուլիզմի բացիլն է (*Clostridium botulinus*): Այս մանրէի սպորները ընկնելով սննդամթերքի մեջ, անաերոբ պայմանների առկայության դեպքում, բազմանում են և առաջացնում կենտրոնական նյարդային համակարգը ախտահարող էկզոտոքսին (մսամթերքի պահածոներում այն կարող է պահպանվել 6–8 ամիս): Առաջին ախտանիշներից տեսողության վատացումն է (լույսի վատ ընկալում, բիբի ձևի փոփոխություն, պատկերների կրկնապատկում, շեղաչություն), որից հետո խանգարվում է կլման գործընթացը և լսողությունը: Ախտահարման վերջին փուլում տեղի է ունենում շնչառության կանգ, որն էլ հանդիսանում է մահվան պատճառ: Բուտուլիզմի հետևանքով մարդկանց մահացության տոկոսը, եթե հատուկ բժշկական օգնություն չի իրականացվում, կազմում է 85%: *Cl. Botulinum*-ի թույնը ունի աննախադեպ ուժգին ազդեցություն, որը գերազանցում է մյուս հայտնի բակտերիալ և քիմիական թույների: Այսպես, 1գ չորացրած, մաքուր թույնի բյուրեղներից կարելի է պատրաստել 30 միլիոն մարդու համար մահացու չափաբաժնով թույն: Աղտոտված կերի միջոցով բուտուլիզմով կարող են ախտահարվել նաև ձիերը, խոշոր եղջերավոր անասունները, խոզերը, հավերը, բադերը և այլն:

Սիբիրյան խոցի օջախները հողում կարող են պահպանվել տասնյակ տարիներ: Օջախի ակտիվության հավանականությունը կապված է մի շարք գործոններից՝ այդ թվում հողա-կլմայական պայմաններից: Սա սուր վարակիչ հիվանդություն է, որն առաջաց-

նում է անբոբ սիբիրյան բացիլը (*Bac. anthracis*): Այն ախտահարում է գերազանցապես խոտակեր կենդանիներին, իսկ մարդը այս բացիլի նկատմամբ քիչ ընկալունակ է: Մարդու վարակումը տեղի է ունենում հիվանդ կենդանու հետ շփումից, վարակված մսից պատրաստված սննդի օգտագործումից և այլն: Սիբիրյան խոցը մարդու մոտ դրսևորվում է երեք ձևով՝ մաշկային, թոքային, աղիքային [7]:

Հոդում ապրող միկրոսկոպիկ սնկերի հիմնական մասը սապրոֆիտներ են փոքր մասն է ախտածին մարդու ու կենդանիների համար [26]: Շատ հաճախ դրանք ախտահարում են մաշկը, եղունգները, մազերը, բայց կան որոշ տեսակներ, որոնք ախտահարում են ներքին օրգանները, առաջացնում են ալերգիկ հիվանդություններ: Հիվանդությունները, որոնք առաջացնում են սնկերը կոչվում են միկոզներ:

Հողի ֆեկալ աղտոտվածության չափը և ժամկետը կարելի է որոշել նաև հեղմինտոլոգիական ցուցանիշներով: Եթե հայտնաբերվում են հեղմինտների մեծաքանակ ձվեր, ապա դա վկայում է թարմ աղտոտվածության մասին, իսկ աղտոտվածության վաղեմությունը որոշելու համար պետք է հաշվի առնել հեղմինտի ձվի զարգացումը և հողում պահպանվելու ունակությունը: Օրինակ՝ ասկարիդի ձվերը հողում կարող են կենսունակ մնալ 10 տարի: Մյուս հեղմենտների ձվերը մի քանի օր կամ ամիս: Հոդում ասկարիդի դեֆորմացված ձվերը վկայում են վաղ աղտոտվածության մասին (նկ. 25):



Նկար 25. Ասկարիդի (*Ascaris lumbricoides*) ձվեր

Արտաքին միջավայրի հեղինակությունը և ցուցանիշները հաշվում են մանկական, բուժական, առողջարարական և սննդարդյունաբերական ձեռնարկությունների սանիտարական հսկման համար, որտեղ հնարավոր է մարդու շփումը հողի հետ (մանկական խաղահրապարակներ, այգիներ, զբոսայգիներ և այլն): Այս հետազոտությունները կատարվում են նաև հեղուկ և պինդ թափոնների մաքրման կառույցների (կատարելագործված աղբավայրեր, կոմպոստավորման դաշտեր, աղբամշակման գործարաններ, կոյուղաջրերի մաքրման կայաններ) գործունեության արդյունավետությունը որոշելու համար: Սանիտարա-ինդիկատորային հեղինակությունից են ասկարիդը, մագազուխը, անկիլոստոմները:

Բնակավայրերի հողերի օրգանական նյութերով աղտոտվածությունը բերում է տարբեր տեսակների ճանճերի բազմացմանը, իսկ տեսակային կազմը կախված է տվյալ կլիմայական գոտուց: Բոլոր կլիմայական գոտիներում ամենատարածված ճանճի տեսակը սենյակային ճանճն է: Այն մարդու աղիքային ինֆեկցիաների տարածողն է [7]:

Սանիտարական մաքրման միջոցառումների անցկացման արդյունավետությունը և ճանճերի դեմ պայքարի աշխատանքները գնահատելու համար կարելի է իրականացնել հասուն ճանճերի ընդհանուր քանակի հաշվարկ: Բացի այդ այն օգնում է գտնել ճանճերի բազմացման վայրը և պարզել տեսակային կազմը: Այսպիսի հաշվարկը պարբերաբար պետք է կատարել գարնանը:

Հողերի համաճարակաբանական վտանգավորության աստիճանը կարելի է գնահատել աղյուսակ 23-ում բերված սանդղակի միջոցով:

Հողերի համաճարակաբանական վրանգավորության աստիճանի գնահատման սանդղակ [28]

Հողի աղտոտվածության աստիճանը	Ընդհանուր կոլիֆորմ բակտերիաների (ԸԿԲ) ինդեքս	Էնտերոկոկերի ինդեքս	Գեոհելմինտների ձվեր, հատ/կգ	Ճանճերի թրթուրներ (Թ) և հարսնյակներ (Հ) 20×20 սմ մակերեսով հողում
Մաքուր	1-10	1-10	0	Թ-0 Հ-0
Զափավոր աղտոտված	10-100	10-100	1-10	Թ-10 Հ-0
Վտանգավոր	100-1000	100-1000	10-100	Թ-100 Հ-10
Խիստ վտանգավոր	1000-ից ավել	1000-ից ավել	100-ից ավել	Թ-100-ից ավել Հ-10-ից ավել

Լաբորատոր աշխատանք 8.1.

Հողի սանիտարա-մանրէաբանական աղտոտվածության գնահատումը՝ ընդհանուր կոլիֆորմ բակտերիաների բանակի որոշմամբ

Հողի ընդհանուր սանիտարական վիճակը բնութագրվում է մի շարք ֆիզիկա-քիմիական ու կենսաբանական ցուցանիշներով, որը միաժամանակ ցույց է տալիս դրա համաճարակային և հիգենիկ անվտանգության մակարդակը: Հողի սանիտարա-կենսաբանական ցուցանիշները բաժանվում են երկու խմբի՝ ուղղակի և անուղղակի: Առաջին խումբը ներառում է հողում անմիջական համաճարակային վտանգ ներկայացնող մանրէներ (ախտածին էնտերոբակտերիաներ և էնտերովիրուսներ): Երկրորդ խմբի ցուցանիշները բնութագրում են հողի վրա կենսաբանական ծանրաբեռնվածությունը, որտեղ որոշվում է ընդհանուր կոլիֆորմ բակտերիաների (ԸԿԲ) ու էնտերոկոկերի

պարունակությունը: ԸԿԲ-ը հանդիսանում են մանրէաբանական ին-
դիկատորներ և ներառում են այն գրամ-բացասական բակտերիանե-
րին, որոնք ունեն ցուպիկի ձև, կարող են զարգանալ մարսողական
ուղիներում ու ֆերմենտային քայքայման ենթարկել լակտոզը:

ԸԿԲ-ով հողերի աղտոտվածության մակարդակը կարելի է որո-
շել ըստ աղյուսակ 24-ին:

Աղյուսակ 24

*Հողի աղտոտվածության աստիճանի գնահատումը
համաճարակաբանական տեսանկյունից*

Հողի աղտոտվածության աստիճանը	ԸԿԲ քանակը (բջիջ 1գրամ հողում)
Մաքուր	1 – 10
Չափավոր վտանգավոր	10 – 100
Վտանգավոր	100 – 1000
Շատ վտանգավոր	1000-ից ավել

Հողի մմուշառումը:

Հողի մմուշառումը պետք է իրականացնել այն ռիսկային շրջան-
ներում, որտեղ առկա է մարդկանց և կենդանիների շփումը հողի հետ,
օրինակ մանկապարտեզների մոտ գտնվող հողատարածքներից
կամ զբոսայգիներից: Հողի մմուշառումը անհրաժեշտ է իրականաց-
նել ծրարի սխեմայով՝ 5մ × 5մ մակերես ունեցող տարածքից՝ 0-5 և
5-20 սմ հորիզոններից: Յուրաքանչյուր հորիզոնից պետք է վերցնել
5-ական մմուշ, խառնել միյանց՝ միջինացված հողամմուշ ստանալու
համար (յուրաքանչյուր հորիզոնից վերցված միջինացված հողա-
մմուշի զանգվածը պետք է լինի 1 կգ): Երկրորդային աղտոտումից
խուսափելու համար՝ մմուշառումը պետք է իրականացնել ստերիլ
գործիքներով և մմուշները տեղադրել ստերիլ տարաների մեջ: Հետա-
գա ուսումնասիրությունները պետք է իրականացնել 1 օրվա ընթաց-
քում:

Աշխատանքի ընթացքը:

Լաբորատորիայում հողանմուշը պետք է լցնել ստերիլ քոթի վրա, հեռացնել քարերը և այլ պինդ առարկաները, չորացնել մինչև օդաչորային վիճակի, հարթեցնել, երկու անկյունագծերով հողը բաժանել 4 մասի, վերցնել երկու հանդիպակած մասերը, խառնել, և այս գործողությունը կրկնել այնքան ժամանակ, մինչև նմուշի քանակը դառնա 100-150 գրամ: Հողանմուշը անցկացնել 1 մմ տրամագիծ ունեցող մաղով, ուսումնասիրության համար վերցնել 1-10 գրամ, վրան ավելացնել ստերիլիզացված 0,9 %-ոց NaCl-ի լուծույթ և խառնել՝ մինչև որ ստացվի մածուցիկ զանգված: Ստացված զանգվածը այնուհետև նոսրացվում է նույն լուծույթով 10 անգամ (այսինքն 1 գրամ հողը պետք է տեղափոխել ստերիլ փորձանոթի մեջ և վրան ավելացնել 9 մլ ստերիլիզացված 0,9 %-ոց NaCl-ի լուծույթ): Այս գործողությունը, կախված ենթադրվող աղտոտվածության աստիճանից, պետք է կրկնել 2-3 անգամ, այսինքն լուծույթը նոսրացնել 100 կամ 1000 անգամ: Այնուհետև յուրաքանչյուր փորձանոթից (10, 100 և 1000 անգամ նոսրացված) վերցնել 1-ական մլ հողային սուսպենդիա (3-ական կրկնողությամբ) և կատարել ցանք ԲԿԲ-ի քանակական հաշվառման համար նախատեսված “RIDA COUNT” սերիայի բարձիկի վրա: “RIDA COUNT” բարձիկները պարունակում են պատրաստի սննդային միջավայր և նախատեսված են շրջակա միջավայրի տարբեր օբյեկտներում և սննդամթերքում մանրէների քանակական հաշվառման համար: Ցանքից հետո բարձիկները պետք է տեղադրել թերմոստատի մեջ 24 ժամ՝ 35° C ջերմաստիճանային պայմաններում, այնուհետև կատարել ԲԿԲ-ի քանակի հաշվարկ՝ հետևյալ բանաձևով.

$$A = C \times 10^n,$$

որտեղ՝

A - 1 գրամ հողում ԲԿԲ-ի քանակն է,

C - “RIDA COUNT” սերիայի բարձիկի վրա հաշվարկված գաղութների քանակն է,

n – նոսրացման աստիճանն է:

Ռեակտիվներ՝

“RIDA COUNT” բարձիկներ:

Ստերիլ 0,9 %-ոց NaCl-ի լուծույթ: 1 լիտր 0,9 %-ոց NaCl-ի լուծույթ պատրաստելու համար անհրաժեշտ է 9 գրամ NaCl-ը լուծել 1 լիտր թորած ջրում, ապա 15 րոպե տեղադրել ավտոկլավի մեջ՝ 121° C-ի պայմաններում:

ԳՐԱԿԱՆՈՒԹՅՈՒՆ

1. **Հայրապետյան Է .Մ., Շիրինյան Ա. Վ.** (2003) Ագրոէկոլոգիա Եր.: ՀԳԱ, 408 էջ
2. **Հարությունյան Վ. Ս.** (2010) Շրջակա միջավայրի մոնիտորինգ Եր.: ՀՊԱՀ, 450 էջ
3. **Հարությունյան Վ. Ս., Սարգսյան Կ. Շ.** (2012) Շրջակա միջավայրի մոնիտորինգ, լարորատոր-գործնական պարապմունքների ուսումնական ձեռնարկ: Եր.: ՀՊԱՀ, 182 էջ
4. **Амирджаниян Ж. А.** (1993) Микроэлементы в почвах Республики Армения и эффективность применения микроудобрений: Автореф. дис. Д-ра с.х. наук: 03.00-27 - почвоведение / Почвенный ин-т им. В.В. Докучаева. М., 56 с
5. **Амирджаниян Ж. А., Унанян С. А.** (1991) Влияние техногенного загрязнения на плодородие почв // Химизация сельского хозяйства. 4: 36-38
6. **Аринушина Е. В.** (1962) Руководство по химическому анализу почв. Изд. Московского университета, 492 с
7. **Батян Г. М., Бизюк Л. А., Дорошевич Л. С., Судник С. И.** (2005) Инфекционные болезни : учеб. пособие для студентов. Мн., БГУ, 131 с
8. **Вальков В. Ф., Казеев К. Ш., Колесников С. И.** (2004) Экология почв: Учебное пособие для студентов вузов. Часть 1. Земельный фонд и плодородие почв. Ростов-на-Дону, 36 с
9. **Вальков В. Ф., Казеев К. Ш., Колесников С. И.** (2004) Экология почв: Учебное пособие для студентов вузов. Часть 2. Разрушение почв. Дегумификация. Нарушение водного и химического режима почв. Ростов-на-Дону, 54 с
10. **Вальков В. Ф., Казеев К. Ш., Колесников С. И.** (2004) Экология почв: Учебное пособие для студентов вузов. Часть 3. Загрязнение почв. Ростов-на-Дону, 54 с
11. **Васильева Г.** (2010) Оценка воздействия пестицидов на окружающую природную среду. Учебно-методическое пособие. — Великий Новгород, 33 с
12. **Гармаш Н. Ю., Графская Г. А., Гармаш Г. А.** (2002) Основные критерии оценки загрязнения почв тяжелыми металлами. Устойчивость

почв к естественным и антропогенным воздействиям. М: Почвенный институт им. В. В. Докучаева, С. 56 – 57

13. **Герасименко В. П.** (2009) Практикум по агроэкологии. Учебное пособие – СПб.: Изд. «Лань», 432 с

14. **Горбатов В. С., Колупаев В. Н.** (2010) Методы оценки экологической опасности пестицидов при их регистрации (Руководство по классификациям экологической опасности пестицидов), М., 14 с

15. **Гостищев В. К.** (2010) Общая хирургия: учебник, 4-е изд., перераб. и доп. 848 с

16. **Григорян К. В., Галстян А. Ш.** (1979) Влияние загрязненных промышленными отходами оросительных вод на ферментативную активность почв //Почвоведение, 3: 130-138

17. **Григорян К. В.** (1990) Экологическая оценка компонентов биогеоценоза по активности ферментов почв в условиях техногенного загрязнения: Автореф. дис. д-ра биол. наук: 03.00.27. – Почвоведение, МГУ им. М. В. Ломоносова.- М., 32 с

18. **Дабахов М. В., Дабахова Е. В., Титова В. И.** (2005) Тяжелые металлы: Экотоксикология и проблемы нормирования. Н. Новгород, 165 с

19. **Джувеликян Х. А., Щеглов Д. И., Горбунова Н. С.** (2009) Загрязнение почв тяжелыми металлами. Способы контроля и нормирования загрязненных почв: Учебно-методическое пособие для вузов. Воронеж, 22 с

20. **Кремлев Е. П., Галицкий Э. А., Минюк Г. Е.** (2002) Лабораторный практикум по курсу «Экология».- Гродно, 159 с

21. **Мосина Л. В.** (2000) Сельскохозяйственная экотоксикология/ учеб.пособие. М., 184 с

22. **Ноур Д. Д.** (2001) Эрозия почв. Сущность процесса. Последствия, минимализация и стабилизация: Пособие. Кишинэу, 428 с.

23. **Перелыгин В. М., Тонкопий Н. И., Перцовская А. Ф., Павлов В. Н., Григорьева Т. И., Шестопалова Г. Е., Филимонова Е. В., Зябкина Н. Б.** (1987) Методические указания по оценке степени опасности загрязнения почвы химическими веществами. М., 10 с

24. **Ревич Б. А., Авалиани С. Л., Тихонова Г. И.** (2004) Экологическая эпидемиология. Издат. центр «Академия», Москва. 384 с

25. **Садовникова Л. К., Орлов Д. С., Лозановская И. Н.** (2006)

Экология и охрана окружающей среды при химическом загрязнении. М., 334 с.

26. **Семериков В. В., Четина О. А., Баландина С. Ю., Шварц К. Г.** (2013) О биоразнообразии плесневых грибов техногенно-измененных почв на территории Пермского края. Географический вестник, 4(27): 79-81

27. **Соколик Г. А., Овсянникова С. В. и др.** (2008) Основы радиоэкологии и безопасной жизнедеятельности: пособие для учителей общеобразоват. Минск, 366 с

28. **Сорокин Н. Д., Королева Е. Б., Лосева Е. В., Осинцева Н. В.** (2012) Пособие по вопросам изучения загрязненных земель и их санации. Санкт-Петербург, 119 с

29. **Ступин Д. Ю.** (2009) Загрязнение почв и новейшие технологии их восстановления: Учебное пособие Санкт-Петербург, 432 с

30. **Тесля А. В., Галактионова Л. В., Васильченко А. С., Елисеева М. В.** (2013) Оценка степени загрязнения типичных и южных черноземов предуралья нефтепродуктами. Вестник ОГУ, 6(155): 92-95

31. **Титова В. И., Дабахова Е. В., Дабахов М. В.** (2005) Практикум по агроэкологии: Учебн. Пособие. Н. Новгород, 138 с

32. **Узбек И. Х.** (1991) Особенности ферментативной активности рекультивированных почв. Почвоведение, 3: 91-96

33. **Федорова А. И., Никольская А. Н.** (2001) Практикум по экологии и охране окружающей среды: Учеб. пособие для студ. высш. учеб. заведений. М., 288 с

34. **Холопов Ю. А.** (2003) Тяжелые металлы как фактор экологической опасности (Методические указания). Самара, 16 с

35. **Черников В. А., Чекерес А. И.** (2000) Агроэкология (Учебник). М., 536 с

36. **Черных Н. А., Сидоренко С. Н.** (2003) Экологический мониторинг токсикантов в биосфере. М., 440 с

37. **Amezketta E.** (2006) An integrated methodology for assessing soil salinization, a pre-condition for land desertification. Journal of Arid Environment. 67: 594-606

38. **Barbizzi S., De Zorzi P., Belli M., Pati A., Sansone U., Stellato L., Barbina M., Deluisa A., Menegon S., Coletti V.** (2004) Characterization of a

reference site for quantifying uncertainties related to soil sampling, *Environmental Pollution*, 127: 131–135

39. **Betts H. D. and De Rose R. C.** (1999) Digital elevation models as a tool for monitoring and measuring gully erosion, *JAG*, 1: 91-101

40. **Brookes P. C.** (1995) The use of microbial parameters in monitoring soil pollution. *Biology and Fertility of Soils*, 19: 269–279

41. **Eilers R. G., Eilers W. D., Fitzgerald M. M.** (1997) A salinity risk index for soils of the Canadian Prairies. *Hydrogeology Journal*. 5: 68-79

42. ENVASSO Environmental Assessment of Soil for Monitoring: Volume I Indicators & Criteria: Huber S., Prokop G., Arrouays D., Banko G., Bispo A., Jones R. J. A., Kibblewhite M. G., Lexer W., Möller A., Rickson R. J., Shishkov T., Stephens M., Toth G., Van den Akker J. J. H., Varallyay G., Verheijen F. G. A., Jones A. R. (eds). EUR 23490 EN/1, Office for the Official Publications of the European Communities, Luxembourg. 2008. 343 p.

43. **Gobin A., Govers G., Jones R.J.A., Kirkby M.J., Kosmas C.** (1999) Assessment and reporting on soil erosion: Background and workshop report, Copenhagen. EEA Technical Report, 84: 131

44. **Hussein M. Al-Ghobari** (2011) Effect of Irrigation Water Quality on Soil Salinity and Application Uniformity under Center Pivot Systems in Arid Region. *Australian Journal of Basic and Applied Sciences*. 5(7): 72-80

45. **Metternicht G. I., Zinck J. A.** (2003) Remote sensing of soil salinity: potentials and constraints. *Remote Sensing of Environment*. 85: 1-20

46. **Paul E. A., Voroney R. P.** (1980) Nutrient and Energy Flows Through Soil Microbial Biomass. *Contemporary Microbial Ecology* (D.C. Ellwood, J.N. Hedger, M.J. Latham, J.M. Lynch, eds), Academic Press, New York, pp. 215-237.

47. **Semih E., Cankut O.** (2008) Estimating soil salinity using satellite remote sensing data and real-time field sampling. *Environmental Engineering Science*. 25: 981-988

ԵՐԵՎԱՆԻ ՊԵՏԱԿԱՆ ՀԱՄԱԼՍԱՐԱՆ

Ղազարյան Կարեն Արամայիսի,
Խաչատրյան Հրանտ Էդիկի,
Գրիգորյան Կառլեն Վաղարշակի

ՀՈՂԻ ԷԿՈԼՈԳԻԱ

ՈՒՍՈՒՄՆԱՄԵԹՈՂԱԿԱՆ
ՁԵՌՆԱՐԿ

Համակարգչային ձևավորումը՝ Կ. Չալաբյանի
Կազմի ձևավորումը՝ Ա. Պատվականյանի
Սրբագրումը՝ Լ. Հովհաննիսյանի

Տպագրված է «Արման Ամանգույան» ԱԶ-ում:
ք. Երևան, Հր. Ներսիսյան 1/125

Չափսը՝ 60x84 $\frac{1}{16}$: Տպ. մամուլը՝ 7,125:
Տպաքանակը՝ 100:

ԵՊՀ հրատարակչություն
ք. Երևան, 0025, Ալեք Մանուկյան 1



Yhteiskunta-
tieteiden
laitos 2016
publishing.jyu.fi