

ՀՀ ԳԻՏՈՒԹՅՈՒՆՆԵՐԻ ԱԶԳԱՅԻՆ ԱԿԱԴԵՄԻԱ

«ՀԱՅԿԵՆՍԱՏԵԽՆՈԼՈԳԻԱ» ԳԱԿ ՊՈԱԿ

ԳԱՐԵԳԻՆ ՀՈԿՐԱՆՆԵՍԻ ՏԵՓԱՆՈՍՅԱՆ

**ՀԵՌԱԶՆՆՄԱՆ ՄԵԹՈԴՆԵՐՈՎ ՀԱՅԱՍՏԱՆԻ ՈՐՈՇ
ԱՐՈՏԱՎԱՅՐԵՐԻ ԴԵԳՐԱԴԱՏԻԱՅԻ ԱՍՏԻՃԱՆԻ ԳԼԱՅԱՏՈՒՄԸ ԵՎ
ԴՐԱՆՑ ԿԵՐԱԿԱՆԳՆՄԱՆ ԿԵՆՍԱՏԵԽՆՈԼՈԳԻԱԿԱՆ ԵՂԱՆԱԿԻ
ՄՇԱԿՈՒՄԸ**

Գ.00.07-«Մի կրոքի ոլոգի ա.կ ե ն ս ա տ ե ի ն ո լ ո գ ի ա»
մասնագիտու է թյ ամ բ

կ ե ն ս ա բ ան ա կ ան գ ի տ ու է թյ ու ն ն եր ի թ ե կ ն ա ծ ու ի
գ ի տ ա կ ան ա ս տ ի ճ ան ի հ ա յ ց մ ան

ԱՏԵՆԱԽՈՍՈՒԹՅՈՒՆ

Գ ի տ ա կ ան ղ ե կ ա վ ա ր`

կ ե ն ս . գ ի տ . թ ե կ ն ա ծ ու Գ . Ե . Ա վ ե տ ի ս ո վ ա

Երևան-2017

ԲՈՎԱՆԴԱԿՈՒԹՅՈՒՆ

ՆԵՐԱՃՈՒԹՅՈՒՆ	3
ԳՐԱԿԱՆ ԱԿՆԱՐԿ	10
ԳԼՈՒԽ1. ԳՅՈՒՂԱՏՆՏԵՍԱԿԱՆ ՀՈՂԵՐԻ ԴԵԳՐԱԴԱՑԻԱՅԻ/ԷՐՈՉԻԱՅԻ ԱՊԱՆՁՆԱՅ ԱՏԿՈՒԹՅՈՒՆՆԵՐԸ	10
1.1. Հոդերի դեգրադացիա/էրոզիա հասկացող թյուր ներքը, առաջացման պատճառները և հետևանքները	10
1.2. Արոտավայրերի դեգրադացիա.....	15
1.2.1. Արածեցման ազդեցող թյուր բուսածածկի վրա.....	15
1.2.2. Դեգրադացված հոդերի ֆիզիկաքիմիական առանձնահատկությունները	18
1.2.3. Դեգրադացված հոդերի կենսաբանական առանձնահատկությունները	20
1.3. Դեգրադացված հոդերի դասակարգում	24
1.4. ԵՏՀ և ՀՄ դերը հոդերի դեգրադացիայի գնահատման գործում	29
1.5. ¹³⁷ Cs կիրառումը որպես հոդերի էրոզիայի գնահատման ինդիկատոր	34
1.6. Հոդերի դեգրադացիայի դեմ պայքարի որոշ կենսաբանական միջոցառումները	36
ԳԼՈՒԽ2. ՀԵՏԱՉՈՏՈՒԹՅԱՆ ՕԲՅԵԿՏԸ, ՆՅՈՒԹԵՐԸ ԵՎ ՄԵԹՈԴՆԵՐԸ	38
2.1. Հետազոտության օբյեկտը	38
2.2. Հետազոտության նյութեր և մեթոդներ	39
2.2.1. Առաջին՝ նախնական կամերալ փուլ	40
2.2.2. Երկրորդ՝ դաշտային և լաբորատոր փուլ	40
2.2.3. Երրորդ՝ կամերալ փուլ	45
ԳԼՈՒԽ3. ՀԵՌԱՉՆՆԱՆ ՄԵԹՈԴՆԵՐՈՎ ԱՐՈՏԱԿԱՅՐԵՐԻ ՄԱՐԴԱԾԻՆ ԴԵԳՐԱԴԱՑԻԱՅԻ ԳՆԱՀԱՏՄԱՆ, ՎԵՐՃԱՆՄԱՆ ՀԱՅՏԱՆԻՇՆԵՐԻ ՄՇԱԿՈՒՄ ԵՎ ՔԱՐՏԵԶԱԳՐՈՒՄ	48
3.1. Դեգրադացված տարածքների հայտնաբերումը ստորագրադացիայի տեսանելի ինդիկատորների: ԲՄ, ՄՅՄ և ՄՔՄ որոշում	48
3.2. ԳՄԲ մեթոդով արոտավայրերի դեգրադացիայի գնահատման ինդիկատորների՝ ԲՄ, ՄՅՄ, ՄՔՄ ստացում և ստուգում	50
3.2.1. Էնդամեմբրների ընտրություն	50
3.2.2. Տիեզերական նկարի գծային սպեկտրալ վերլուծություն	57
3.2.3. ՆՏԲԻ-ՍԽՎ մոդելի միջոցով ԲՄ ստացում	61
3.2.4. ՀՄ որոշված ԲՄ, ՄՅՄ և ՄՔՄ ստուգում դաշտային տվյալների միջոցով	62

3.3. Դեգրացված տարածքների քարտեզագրում	67
3.4. ¹³⁷ Cs ռադիոնուկլիդի միջոցով հողի էրոզիայի որակական գնահատում	73
ԳԼՈՒԽ 4. ՀԵՏԱԶՈՏՎՈՂ ԱՐՈՏԱԿԱՅՐԵՐԻ ՀՈՂԵՐԻ ՄԱՆԷԱԲԱՆԱԿԱՆ ԿԱԶՄԻ ՈՒՍՈՒՄՆԱՍԻՐՈՒՄԸ	75
ԳԼՈՒԽ 5. ՀՈՂԵՐԻ ԴԵԳՐԱԴԱՑԻԱՅԻ ԴԵՄՊՈՅՔԱՐԻ ԿԵՆՍԱՏԵԽՆՈՒՆՈՒԹՅԱԿԱՆ ՄԻՋՈՑԻ ՄՇԱԿՈՒՄԸ	90
5.1. Ազոտֆիքսող բակտերիաների մաքուր կուլտուրաների անջատում	93
5.2. Ընտրված <i>Rhizobium</i> և <i>Azotobacter</i> ցեղերին պատկանող կուլտուրաների կուլտիվացման պարամետրերի որոշում (միջավայրի pH, կուլտիվացման ջերմաստիճան և տևողություն)	95
5.3. №4 և №20 շտամների տեսակային պատկանելիություն որոշում	101
5.4. Լաբորատոր պայմաններում <i>Rhizobium pusense</i> RP 1 և <i>Azotobacter vinelandii</i> AV 1 շտամների ազդեցություն ուսումնասիրումը բույսերի աճի վրա.....	107
ԵԶՐԱԿԱՑՈՒԹՅՈՒՆՆԵՐ	112
ԳԻՏԱԳՈՐԾՆԱԿԱՆ ԱՌԱՋԱՐԿՆԵՐ	114
ՕԳՏԱԳՈՐԾՎԱԾ ԳՐԱԿԱՆՈՒԹՅԱՆ ՑԱՆԿ	115
ՀԱՊԱՎՈՒՄՆԵՐԻ, ՀԱՄԱՌՈՏԱԳՐՈՒԹՅՈՒՆՆԵՐԻ, ՆՇԱՆԱԿՈՒՄՆԵՐԻ ՑԱՆԿ.....	129
ՀԱՎԵԼՎԱԾ.....	131

ՆԵՐԱՆՈՒԹՅՈՒՆ

Արեւախոսություն թեմայի արդիականությունը

Հողատարածքների՝ որպես արոտավայրերի օգտագործումը, հիմնականում տարածված է հողագործության համար անբարենպաստ վայրերում: Առաջին հերթին դա լեռնային, հատկապես, բարձրալեռնային, ինչպես նաև չոր և կիսաչոր տարածքներն են, որտեղ կլիմայական և լեռնագրական պայմանները թույլ չեն տալիս լայնորեն զարգացնել հողագործությունը: Միաժամանակ, լեռնային արոտավայրերի չհամակարգված, ոչ ռացիոնալ և գիտականորեն չհիմնավորված օգտագործումը հանգեցնում է դրանց դեգրադացիայի, ինչը նաև արտահայտվում է էրոզիայի տարբեր ձևերով:

Ինչպես ամբողջ աշխարհում, այնպես էլ ՀՀ-ում արոտավայրերի դեգրադացիան համարվում է լայն տարածում ունեցող երևույթ, որը հանգեցնում է բնության մեջ հավասարակշռության խախտմանը, հողերի արտադրողականության նվազմանը: Այն հանդիսանում է ուղղակի վտանգ գյուղատնտեսության կայուն զարգացման և՛ որպես հետևանք, սննդամթերքի անվտանգության համար, քանի որ արոտավայրերը, ինչպես նաև խոտհարքները, համարվում են անասնապահության կերային բազա և ապահովում են անասնակերի պահանջարկի զգալի մասը:

Հաշվի առնելով, որ Հայաստանը, հանդիսանալով է սակավահող երկիր և ներկայում գտնվում է մասնակի շրջափակման մեջ, սննդամթերքի ինքնաբավության ապահովման հարցը դառնում է ռազմավարական նշանակության խնդիր: Ուստի առավել հրատապ է դառնում առկա սակավ հողային ռեսուրսների ճիշտ կառավարումը և խնամքով օգտագործումը:

Արոտավայրերի դեգրադացիայի հնարավոր հետևանքները և պրտենցիալ կառավարման միջոցառումները որոշելու համար առաջնային ու կարևոր քայլ է համարվում տարբեր տարածական և ժամանակային մասշտաբներում հողերի դեգրադացիայի աստիճանի գնահատումը: Չարգացած երկրներում այս խնդիրների լուծման համար լայնորեն կիրառվում են հեռազննման մեթոդները (ՀՄ), որոնք, ի տարբերություն ավանդական մեթոդների, ապահովում են տրամաչափարկված, քանակական, պարբերական, հավաստի և մատչելի տեղեկատվություն մեծ տարածքների համար [55, 147]:

Ինչպես հայտնի է դեգրադացիան բացասական ազդեցություն է թողնում ոչ միայն հողի ֆիզիկական, քիմիական, այլ նաև կենսաբանական հատկությունների վրա [101]: Յոզը՝ որպես բնական միջավայր, բնորոշվում է բազմազան մանրէների առկայությամբ, որոնք առաջնային դերակատարում ունեն կենսաբանական կարևոր այնպիսի պրոցեսներում, ինչպիսիք են հումուսագոյացումը, ազոտի ֆիքսումը, նիտրիֆիկացումը և դենիտրիֆիկացումը [40]: Մանրէների տեսակային և քանակական կազմը բնութագրում է հողի որակական հատկանիշներն ու դեգրադացիայի աստիճանը [39]:

Ցանկացած տեսակի դեգրադացիայից առաջին հերթին տուժում են հողում առկա մանրէները, որոնք ապահովում են հողի բազմաթիվ էկոլոգիական գործառնություններ: Յամաձայն ԱՄՆ գյուղատնտեսության դեպարտամենտի (USDA), մանրէները համարվում են հողի որակի ինդիկատորներ: Նրանցով է պայմանավորված հողում սննդարար և օրգանական նյութերի շրջապտույտը, հողի բերրիությունը, բույսերի առողջությունը և այլն [112]: Յոզի դեգրադացիայի հետևանքով առաջին հերթին խախտվում է մանրէների կենսաբազմազանությունը՝ այն աղքատանում է, տեղի է ունենում պոպուլյացիաների վերախմբավորում, փոփոխվում են դոմինանտ և հաճախ հանդիպող տեսակները, որոշ տեսակներ ընդհանրապես ոչնչանում են, կարող են ի հայտ գալ նոր՝ հաճախ վնասակար, տեսակներ: Մանրէների պուլի և նրա բազմազանության նվազմանը զուգահեռ տեղի են ունենում նաև ազոտֆիքսման, հումուսագոյացման և այլ պրոցեսների ֆունկցիոնալ խախտումներ [20]: Այդ իսկ պատճառով, հողի կենսաբանական պրոցեսների կարգավորման գործում ժամանակակից եղանակներից է դրա լրացուցիչ հարստացումը տարբեր տեսակի մանրէների հիման վրա ստացված կենսաբանական պարարտանյութերով, որոնք ներկայում համարվում են հողի վերականգնման էկոլոգիապես մաքուր և անվտանգ միջոց:

Կարևորելով հողերի վերականգնման գործընթացի բարելավմանն ուղղված նոր մեթոդների և միջազգային պրակտիկայում էկոլոգիապես անվնաս կենսապարարտանյութերի կիրառման փորձը, ՅՅ-ում հողերի դեգրադացիայի կանխման ու

կենսաբազմազանության պահպանման համար նպատակահարմար է կենսապարարտանյութերի ստացման նոր տեխնոլոգիաների մշակումը, դրանց արտադրությունն և կիրառումը՝ որպես հողերի վերականգնման և բուսաբուսականության միջոց:

Յուրաքանչյուր, ժամանակակից եղանակներով արոտավայրերի դեգրադացիայի աստիճանի գնահատումն ու դրանց վերականգնմանն ուղղված նոր կենսատեխնոլոգիական միջոցառումների մշակումն արդիական խնդիր է:

Աշխատանքի նպատակը և խնդիրները

Յուրաքանչյուր նպատակն է ՀՄ կիրառմամբ գնահատել ՀՀ Արագածոտնի մարզի Ներքին Սասնաշեն համայնքի գյուղամերձ արոտավայրերի դեգրադացիայի աստիճանը, ուսումնասիրել դրանց մանրէաբանական կազմը և մշակել դեգրադացված հողերի բարելավման արդյունավետ եղանակ:

Նպատակին հասնելու համար առաջադրվել և լուծվել են հետևյալ խնդիրները.

- արոտավայրերի մարդածին դեգրադացիայի աստիճանի ՀՄ գնահատման վերծանման հայտանիշների մշակում և քարտեզագրում,
- արոտավայրերի հողերի նմուշներում մանրէների տեսակային և քանակական կազմի ուսումնասիրում,
- ազոտֆիքսող մանրէների ընտրում և դրանց նույնականացում,
- ընտրված ազոտֆիքսող շտամների հիման վրա կենսաբանական պարարտանյութերի՝ որպես դեգրադացված հողերի վերականգնման միջոցի, ստացման եղանակի մշակում:

Աշխատանքի գիտական նորույթը

Առաջին անգամ իրականացվել է հեռազննման և մանրէաբանական մեթոդներով արոտավայրերի դեգրադացիայի աստիճանի գնահատման համալիր հետազոտություն և դրանց բարելավմանն ուղղված կենսատեխնոլոգիական եղանակի մշակում:

Մասնավորապես՝

1. ստուգվել է QuickBird բազմասպեկտրալ տիեզերական նկարի կիրառելիությունը և ճշտությունը գծային սպեկտրալ

- բաժանման (ԳՄԲ) և նորմավորված տարբերությունների բուսականության ինդեքսի - սպեկտրալ խառնուրդների վերլուծության (ՆՏԲԻ-ՍԽՎ) մեթոդներով և եռնային արոտավայրերում բուսածածկի մասնաբաժինը (ԲՄ), մերկ հողերի մասնաբաժինը (ՄՅՄ) և մակերևույթի քարերի մասնաբաժինը (ՄՔՄ) որոշելու համար,
2. ստուգվել է QuickBird տիեզերական նկարից ԳՄԲ և ՆՏԲԻ-ՍԽՎ մեթոդներով ստացված դեգրադացիայի գնահատման հողածածկի բաղադրիչների՝ ԲՄ և ՄՅՄ, կիրառելիությունը և եռնային արոտավայրերի մարդածին դեգրադացիայի գնահատման գործում,
 3. դեգրադացված արոտավայրերից մեկուսացվել և ընտրվել են 2 ազոտֆիքսող մանրէներ, որոնք նույնականացվել են որպես *Rhizobium pusense* և *Azotobacter vinelandii* տեսակներ,
 4. *Rhizobium pusense* RP 1 և *Azotobacter vinelandii* AV 1 շտամներն ավանդադրվել են ՀՀ ԳԱԱ «Հայ կենսաառեխնուկագիտ» ԳԱԿ - ի «Մանրէների ավանդադրման կենտրոն» հիմնարկում՝ MDC 6096 ու MDC 6430 շիֆրի և համարների ներքո, համապատասխանաբար (հավելված),
 5. օպտիմալացվել են *Rhizobium pusense* RP 1 և *Azotobacter vinelandii* AV 1 շտամների կուլտիվացման տեխնոլոգիական պարամետրերը, որոնք կարող են հիմք հանդիսանալ արտադրական պայմաններում կենսապարարտանյութերի ստացման համար:

Աշխատանքի գործնական նշանակությունը

1. Աշխատանքի արդյունքները կարող են օգտագործվել որպես մուտքային տվյալներ Էրոզիայի ռիսկի գնահատման բարդ մոդելների կիրառման ժամանակ (USLE, RUSLE և այլն):
2. Մշակված մեթոդը կարող է կիրառվել դեգրադացիայի վաղ հայտնաբերման, կանխարգելման և գյուղատնտեսական հողերի արդյունավետության բարձրացմանն ուղղված ծրագրերում, մասնավորապես, ՀՀ Կառավարության 2010-2020 թթ. «Գյուղատնտեսության կայուն զարգացման ռազմավարություն» ծրագրով նախատեսված և եռնային արոտավայրերի դեգրադացիայի աստիճանի ՀՄ գնահատման

աշխատանքներում:

3. Ուսումնասիրված արոտավայրերի հողերից մեկուսացված ազոտֆիքսող շտամները կարող են հիմք հանդիսանալ դեգրադացված հողերի վերականգնմանն ուղղված նոր կենսատեխնոլոգիական միջոցների մշակման համար:

Պարտանոթյան ներկայացվող հիմնական դրույթները

1. ԳՄԲ և ՆՏԲԻ-ՍԽՎ մեթոդներով` QuickBird բազմասպեկտրալ տիեզերական նկարներից, կարելի է որոշել ԲՄ և ՄՅՄ:
2. QuickBird բազմասպեկտրալ տիեզերական նկարներից ստացված ԲՄ և ՄՅՄ միջոցով հնարավոր է գնահատել ու քարտեզագրել արոտավայրերի մարդածին դեգրադացիան:
3. Դեգրադացիայի տարբեր աստիճան ունեցող հողերում հանդիպում են բակտերիաներ, ակտինոմիցետներ և սնկեր:
4. Արոտատեղամասերում մանրէների կազմը հաճախ տատանվում է անկախ դեգրադացիայի աստիճանից, ինչը կարող է պայմանավորված լինել մի շարք այլ գործոններով (բուսածածկի բնույթ, բուսական և կենդանական մնացորդների առկայություն, հում մուսի պարունակություն և այլն):
5. Արոտատեղամասերից ընտրված ազոտֆիքսող շտամները կարող են ընդգրկվել նոր կենսապարարտանյութերի կազմում, որոնք` որպես լրացուցիչ միջոց, կարելի է կիրառել և` դեգրադացված հողերի վերականգնման, և` սերմերի, սածիլների նախացանքսային մշակման համար:

Ատենախոսական աշխատանքի կապ գիտական թեմաների հետ

Ատենախոսական աշխատանքն իրականացվել է ՀՀ ԳԱԱ Էկոլոգանոսֆերային հետազոտությունների կենտրոնում «Ծրջակա միջավայրի երկրաբնապահպանական և էկոլոգիական անվտանգության հիմնահարցեր» բազային ֆինանսավորմամբ ծրագրի` Լանդշաֆտային պլանավորման և Լանդշաֆտի կայունության գնահատման գիտամեթոդական ու հեռազննման մոնիտորինգային համակարգի մշակման աշխատանքների շրջանակներում: Ատենախոսական աշխատանքի արդյունքները ներկայացվել են ծրագրի ընթացիկ և տարեկան հաշվետվություններում:

Աշխատանքի իրականացման վայրը

Աշխատանքն իրականացվել է ՀՀ ԳԱԱ «Հայ կենսատեխնոլոգիա» ԳԱԿ-ում, ՀՀ ԳԱԱ Էկոլոգանոսֆերային հետազոտությունների կենտրոնում և Հայ կական ատոմային էլեկտրակայանում: Շտամների տեսակային պատկանելիության որոշումը՝ 16S ռՌՆԹ-ի գենի նուկլեոտիդային հաջորդականության մասնակի վերծանումը, իրականացվել է «Macrogen» ընկերության (Կորեա) կողմից:

Ատենախոսի անձնական ներդրումը

Գ.Յ. Տեփանոսյանն իր անձնական մասնակցությունն է ունեցել դաշտային և լաբորատոր աշխատանքների պլանավորմանը և իրականացմանը: Գիտական ղեկավար՝ կ.գ.թ. Գ.Ե. Ավետիսովայի և ՀՀ ԳԱԱ Էկոլոգանոսֆերային հետազոտությունների կենտրոնի տնօրեն՝ Երկր.հանք.գ.դ. Ա.Կ. Սաղաթելյանի հետ Գ.Յ. Տեփանոսյանը մասնակցել է հետազոտությունների նպատակի ու խնդիրների առաջադրմանը, փորձարարական մեթոդների մշակմանը, հետազոտության արդյունքների քննարկմանը և համահեղինակների հետ տպագրված աշխատանքների ձևակերպմանը:

Ատենախոսական աշխատանքի արդյունքահան

Հետազոտության արդյունքները գեկուցվել են «Երկխոսություններ գիտության մասին» Երիտասարդ գիտնականների III միջազգային գիտաժողովում (Հայաստան, Երևան, 2015), «Երկրի հեռազննման ռեգիոնալ խնդիրները» III միջազգային գիտաժողովում (Ռուսաստան, Կրասնոյարսկ, 2016), «Շրջակա միջավայրի անվտանգության խնդիրները» ՀԱՊԿ անդամ երկրների միջազգային գիտաժողովում (Հայաստան, Երևան, 2016), ՀՀ ԳԱԱ «Հայ կենսատեխնոլոգիա» ԳԱԿ-ի գիտական խորհրդի նիստերում:

Հրատարակված աշխատությունները

Ատենախոսության հիմնական դրույթներն ու արդյունքներն ամփոփված են 7 գիտական աշխատություններում՝ 5 հոդվածներում և 2 միջազգային գիտաժողովների թեզիսներում:

Աշխատանքի կառուցվածքը և ծավալը

Ատենախոսական աշխատանքը կազմված է ներածությունից, 5 գլուխներից, եզրակացություններից, գիտագործնական առաջարկներից, գրականության ցանկից, հապավումների,

համառոտագրու թյ ու ն ների, նշանակու մ ների ցանկից և հավել վածից: Աշխատանքը շարադրված է 125 էջի վրա, ներառում է 36 նկար, 19 աղյ ու սակ և 168 գրական հղում:

ԳՐԱԿԱՆ ԱԿՆԱՐԿ

ԳԼՈՒԽ 1. ԳՅՈՒՂԱՏՆՏԵՍԱԿԱՆ ՀՈՂԵՐԻ ԴԵԳՐԱԴԱՑԻԱՅԻ/ԷՐՈՉԻԱՅԻ ԱՌԱՋՆԱՅԱՏՎՈՒԹՅՈՒՆՆԵՐԸ

1.1. Հողերի դեգրադացիա/էրոզիա հասկացու թյ ու ն ները, առաջաց ման պարճ առ ները և հետևանք ները

Հողը հանդիսանում է ոչ միայն գյ ու ղատն տեսական արտադրու թյ ան հիմնական միջոց, այլ նաև վերերկրյա կենսաէրկրացենոզի կարևոր բաղադրիչ, ցամաքային օրգանիզմների համար նյ ու թի և էներգիայի աղբյ ու ըր և կենսական միջավայր, էներգիայի հզոր կուտակիչ, ջրու լ ուրտի և մթնու լ ուրտի բաղադրու թյ ան կարգավորիչ:

Այ ժ մ հողի նշանակու թյ ու նը կարևորվում է նաև սննդամթերքի անվտանգու թյ ան տեսանկյ ու նից, քանի որ այն համարվում է բազային հիմք բերքի և անասնակերի արտադրու թյ ան համար: Սակայն, չնայած նրան, որ հողը սպառվող ռեսուրս է և նրա կորուստները հնարավոր չէ վերականգնել մարդու կյանքի տևողու թյ ան ընթացքում, այնուամենայնիվ, կենսու լ ուրտի այս անփոխարինելի բաղադրիչը ենթարկվում է զգալի դեգրադացիայի [26]:

Անապատացումը, երաշտը և մարդու գործու նե ու թյ ան հետևանքով հողի որակի անկումը հանդիսանում են համընդհանուր հիմնախնդիր [11, 74]:

«Հողերի դեգրադացիա» հասկացու թյ ու նը ունի բազմաթիվ սահմանու մ ներ, որոնք իմաստաբանական բովանդակու թյ ամբ միմյանց շատ մոտ են և, այսպես թե այնպես, ընդգրկում են առաջնային արտադրանքի ստաց ման տեսանկյ ու նից՝ հողի հատկու թյ ու ն ների և դրա որակի վատթարաց ման պրոցեսները [20]: Ըստ Մ. Գերասիմովայի և համահեղինակների [13] կողմից տրված սահմանման՝ հողերի դեգրադացիան, հողային համակարգի

գոյություն ու գործառնություն, պինդ ֆազայի կառուցվածքի և կազմության, հողի կանոնավոր գործառնության փոփոխություններ, որի արդյունքում տեղի է ունենում էկոլոգիական նորմերից շեղում և բիոտայի ու մարդու գործունեության համար կարևոր ցուցանիշների վատթարացում:

Հողերի դեգրադացիան մի պրոցես է, որը բնութագրում է հողի՝ մարդկության գոյությունը պահպանելու հնարավորության նվազեցման մարդածին ֆենոմեն [125]: Դեգրադացիայի անմիջական պատճառ է հանդիսանում չալանավորված և չվերահսկվող հողօգտագործումը [20]: Այն ազդում է տարածքի կենսաբանական և տնտեսական արտադրողականության վրա այնպիսի պրոցեսների ակտիվացմամբ (հողերի էրոզիա, աղակալում, կեղևակալում, բերրիության կորուստ), որոնք ազդում են բուսածածկի խտության և կենսաբազմազանության վրա [75], ինչն էլ իր հերթին ազդում է էկոհամակարգի կառուցվածքի և գործառնության վրա:

Գիտնականների մեծամասնությունը հակված են այն մտքին, որ հողերի դեգրադացիայի բոլոր տեսակները կարելի է պայմանականորեն բաժանել երեք խմբի՝ ֆիզիկական, քիմիական և կենսաբանական: Վերջիններիս կարճ սահմանումները կարելի է ձևակերպել հետևյալ կերպով՝

- ֆիզիկական դեգրադացիա՝ հողի ֆիզիկական և ջրաֆիզիկական առանձնահատկությունների վատթարացում, հողային պրոֆիլի խախտում:
- քիմիական դեգրադացիա՝ հողի քիմիական առանձնահատկությունների վատթարացում. սննդարար նյութերի պաշարների հյուստում, կրկնակի աղակալում, թունավոր տարրերով աղտոտում:
- կենսաբանական դեգրադացիա՝ մանրէների տարբեր ցեղերի տեսակային բազմազանության քանակության և օպտիմալ հարաբերակցության կրճատում, ախտածին մանրէներով հողի աղտոտում, սանիտարահամաճարակաբանական ցուցանիշների վատթարացում [20]:

Աշխարհում դեգրադացված հողերի 83%-ը առաջանում են էրոզիայի պատճառով [124], որը հանդիսանում է դեգրադացիայի

բոլոր տեսակներից ամենամասշտաբայինը և ամենավնասակարը [26, 124]: Դեգրադացիայի ամենատարածված տեսակը համարվում է ջրային էրոզիան ($836 \cdot 10^6$ հա զարգացող երկրներում), որին հաջորդում է քամու էրոզիան ($456 \cdot 10^6$ հա), քիմիական և ֆիզիկական դեգրադացիան ($241 \cdot 10^6$ հա) և վերջում աղակալումը և ճահճացումը ($836 \cdot 10^6$ հա) [79]: Ամեն տարի քամու և ջրի էրոզիայի պատճառով օտարվում է $75 \cdot 10^9$ տ հող, որտեղ ամենամեծ բաժինը կազմում են գյուղատնտեսական հողերը [119]:

Յոդերի էրոզիան սահմանվում է որպես ժամանակավոր ջրահոսքերի, մակերևութային հոսքերի և քամու միջոցով հողի (երբեմն նաև մայրական և արմատական ապարների)՝ պրկման, տեղափոխման և նստեցման փոխկապակցված պրոցեսների ամբողջություն [26, 42, 85]:

«Էրոզիա» բառն ունի արտասահմանյան ծագում (լատ. «erodere»՝ քայքայել) [26]: Յոդերի էրոզիան բարդ ֆիզիկա-աշխարհագրական պրոցես է, որի հետևանքները արտահայտվում են ոչ միայն մասնակի խախտումներով, այլ նաև ամբողջական բնական համակարգերի դեգրադացիայով [42]: Էրոզիայի ժամանակ տարբեր գործոնների ազդեցությամբ (կլիմայական, մարդածին) քայքայվում է հողի փխրուն վարելաչեղոն, լվացվում է հողի արժեքավոր մասը՝ հումուսը, որտեղ կենտրոնացած են բույսերի աճի և բերքատվության համար անհրաժեշտ սննդանյութերը: Յոդը աստիճանաբար զրկվելով իր փխրուն մասից ոչ միայն կորցնում է սննդանյութերի պաշարները, այլև զրկվում է կառուցվածքից ու բարենպաստ ֆիզիկական հատկություններից, որոնցից է նաև ջուր կլանելու ու պահելու հատկությունը [6]:

Էրոզիայի հիմնական երկու տեսակներն են՝ երկրաբանական (դանդաղընթաց) և մարդածին (արագընթաց) [57]: Երկրաբանական կամ դանդաղընթաց էրոզիան բնական հողմնահարման պրոցես է, որը կազմում է բնական հողառաջացման մաս: Այն տեսական պրոցես է, տեղի է ունենում երկարաժամկետ երկրաբանական ժամանակահատվածում և ենթակա չէ մարդկային գործունեության ազդեցությանը: Ի տարբերություն առաջինի, արագընթաց էրոզիան առաջանում է այնպիսի մարդածին ազդեցությունների հետևանքով, ինչպիսիք են

անտառահատումները, ինտենսիվ և անվերահսկելի արածեցումը և վարը, ինչպես նաև կենսազանգվածի այրումը: Այն համարվում է արագընթաց քանի որ ինտենսիվանում է էրոզիայի պրոցեսը՝ գերազանցելով որոշակի սահմանային մակարդակ [5, 57]:

Մարդը էրոզիայի առաջացմանը և ինտենսիվացմանը նպաստում է անուղղակիորեն՝ ոչնչացնում է բուսականությունը, մշակում է հողի համար թույլ պաշտպանիչ ազդեցություն ունեցող մշակաբույսեր, մերկացնում է հողը, նպաստում է մակերևույթային հոսքերին և փոխում է հողի որակը (հողի կառուցվածքի վատթարացում, հողում սննդարար նյութերի, հումուսի պարունակության և բերրիության նվազում, արդյունաբերական ծխով և փոշով աղտոտում և այլն): Հողի հատկությունների, կենսազանգվածի արտադրության և թափվածքի քանակության վրա բացասաբար է ազդում նաև խոշոր եղջերավոր կենդանիների արածեցումը, ինչը անուղղակիորեն առաջացնում է էրոզիա [57, 164]:

Դեգրադացիան միայն գյուղատնտեսական խնդիր չէ: Նրա հետևանքները արտացոլվում են տնտեսական, բնապահպանական, սոցիալական և քաղաքական ոլորտներում: Այն խախտում է բնական հավասարակշռությունը և կարող է հանգեցնել գյուղատնտեսական հողերի արտադրողական պոտենցիալի նվազման՝ դառնալով լուրջ խնդիր սննդամթերքի անվտանգության և կայուն զարգացման տեսանկյունից [49, 117, 131, 132, 148, 149, 167]:

Տարանջատում են էրոզիայի հետևյալ ձևերը՝ գյուղատնտեսական, անտառամշակման, արոտավայրերի, ճանապարհային, շահագործման և այլն [164]:

Հաճախ շփոթմունք է առաջանում հողերի դեգրադացիա և հողերի էրոզիա տերմինների միջև: Հողերի դեգրադացիան ավելի լայն հասկացություն է և ընդգրկում է հողի ֆիզիկական, քիմիական և կենսաբանական հատկությունների վատթարացումը: Այն երկարաժամկետ գործընթաց է, որը, ի թիվս այլ գործոնների, կարող է ուժեղանալ հողի արագացող էրոզիայով: Հողերի էրոզիան արագ պրոցես է և բերում է հողի արտադրողականության կորստին հետևյալ պատճառներով՝ հողի վերին շերտի կորուստ, արմատների խորության կրճատում, բույսերի սննդարար նյութերի հեռացում և

չրի կորուստ: [57, 101]:

Հողերի դեգրադացիան տարեց տարի աճում է, ընգրկելով երկրագնդի մշակվող հողերի 20%-ը, անտառների 30%-ը և արոտավայրերի 10%-ը [51]: Ըստ Պարենի և Գյուղատնտեսության Կազմակերպության (ՊԳԿ) տվյալների՝ գերարածեցման հետևանքով վնասված են աշխարհի արոտավայրերի մոտավորապես 20%-ը, իսկ գյուղատնտեսական նպատակներով օգտագործվող հողերի ավելի քան 50%-ը չափավորից մինչև խիստ դեգրադացված են [11, 76]:

Հողերի դեգրադացիայի ծավալները և հասցրած վնասները գնահատելու համար իրականացվել են տարբեր հետազոտություններ, որոնցում օգտագործվել են տարբեր մեթոդական մոտեցումներ:

Համաշխարհային մասշտաբով հողերի դեգրադացիայի ինտենսիվության աստիճանը և ծավալը որոշելու առաջին փորձը կատարվել է հողերի դեգրադացիայի համաշխարհային գնահատման (ՀԴՀԳ) նախագծի շրջանակներում, որտեղ դեգրադացիայի ինտենսիվության աստիճանը որոշվել է հիմք ընդունելով ոչ թե ֆիզիկական հատկությունները՝ հողի կորուստ, սննդարար նյութերի նվազում, այլ գյուղատնտեսական արտադրանքի վրա վերջինիս ազդեցությունը: ՀԴՀԳ-ի փորձագիտական հետազոտությունների արդյունքների համաձայն հողերի մոտավորապես 15%-ը դեգրադացված են: Ամենաբարձր ցուցանիշները գրանցվել են Եվրոպայում (25%), Ասիայում (18%) և Աֆրիկայում (16%), իսկ նվազագույնը՝ Հյուսիսային Ամերիկայում (5%) [124]:

1992 թվականին Ռիո դե Ժանեյրոում տեղի ունեցած շրջակա միջավայրին և զարգացմանը նվիրված Միավորված Ազգերի Կազմակերպության (ՄԱԿ) գիտաժողովում ներկայացված հողերի դեգրադացիայի աստիճանի մասին տվյալների համաձայն հողածածկի 46%-ը չափավոր դեգրադացված է, իսկ 15%-ը՝ ուժեղ [26]:

Երկրագնդի ընդհանուր հողածածկից ($13000 \cdot 10^6$ հա), մշակման, արածեցման կամ անտառային տնտեսության պոտենցիալ ունեցող օգտակար հողերը կազմում են $8700 \cdot 10^6$ հա: Աշխարհում ուժեղ դեգրադացված հողերի ընդհանուր մակերեսը կազմում է $305 \cdot 10^6$ հա, որի մոտավորապես 95%-ը բաժին է ընկնում զարգացող երկրներին, որտեղ մոտավորապես $1500 \cdot 10^6$ հա կամ 25% տարբեր աստիճանի

դեգրադացված օգտակար հողեր են: Դեգրադացված են վարելահողերի մոտավորապես կեսը և բնական արոտավայրերի քառորդ մասը: Ամենապահպանողական գնահատման արդյունքները ցույց են տալիս, որ աշխարհում դեգրադացիայի պատճառով ներկա կորուստները կարող են գերազանցել $5 \cdot 10^6$ հա/տարի [79]:

Տիեզերական նկարներից ստացվող 23 տարիների տվյալների շարքի վերլուծության ժամանակները փաստում են հողերի արտադրողականության 24%-ով նվազման մասին [11]: Այս ամենի հետևանքով նվազում են գյուղատնտեսությամբ զբաղվողների եկամուտները [148]: 1933-2010 թվականների ընթացքում՝ հողերի էրոզիայի հետևանքով հասցված վնասները Եվրոմիության տարածքի համար կազմել են՝ $45.5 \cdot 10^9$ դոլլար/տարի, Բրազիլիայի Պարանա և Սան Պաուլո շրջանների համար՝ $242 \cdot 10^6$ և $212 \cdot 10^6$ դոլլար/տարի, համապատասխանաբար [149], ԱՄՆ-ի համար՝ $30 \cdot 10^9$ - $44 \cdot 10^9$ դոլլար/տարի [117]:

Չաշվարկված է, որ ավելի քան 100 երկրներում 2.6 միլիարդ մարդ տուժում են հողերի դեգրադացիայից և անապատացումից [44]:

Գյուղատնտեսական և բնական էկոհամակարգերի արդյունավետության պահպանումը երաշխավորելու համար առաջնահերթ կարևոր է այս բոլոր կարևոր ռեսուրսների խնամքով կառավարումը [131]:

1.2. Արոտավայրերի դեգրադացիա

1.2.1. Արածեցման ազդեցությունը բուսածածկի վրա

Արոտավայրերը (ինչպես նաև խոտհարքները) հանդիսանում են անասնապահության կերային բազայի հիմք [34] և ունեն շատ կարևոր նշանակություն սննդամթերքի անվտանգության տեսանկյունից, քանի որ ապահովում են եղջերավոր կենդանիների կերի պահանջարկի մի մասը, իսկ վերջիններս, իրենց հերթին, խոտաբույսերը արդյունավետ ձևափոխում են մարդու կողմից յուրացվող էներգիայի և սպիտակուցների (կաթ և միս) [123]:

Մարդու գյուղատնտեսական գործունեությամբ պայմանավորված առավել էական խախտումներ առաջացնում են վարը և կենդանիների

արածեցումը [11]: Վերջինս, մարդու կողմից խոտաբույսային (երբեմն նաև անտառային) կենսատերկրացենոզների օգտագործման ամենահին տեսակն է, որը հատկապես տարածված է հողագործության համար քիչ օգտակար վայրերում:

Էրոզիայի «սովորական» տեսակների (ջրային և քամու) հետ մեկտեղ՝ լեռնային արոտավայրերում գոյություն ունեն կենդանիների սմբակների մեխանիկական ազդեցությամբ պայմանավորված հողերի ոչնչացման առանձնահատուկ տեսակներ, որոնք միավորվում են «արոտավայրերի էրոզիա» կատեգորիայի մեջ: Բավական է նշել, որ խոշոր եղջերավոր կենդանու սմբակի ճնշումը գերազանցում է տրակտորի անիվի ճնշումը:

Արածեցման ժամանակ կենդանիները բուսածածկի վրա ունենում են եռակի ազդեցություն. ուտում են խոտաբույսերի վերգետնյա հատվածը (արածավերում), հողերի և բույսերի վրա թողնում են մեխանիկական ազդեցություն (տրորում), և թողնում են արտաթորանք, ինչի հետևանքով փոխվում են հողի միկրոմեկրոֆլորա և խտությունը, կտրուկ աճում է էրոզիոն վտանգավորությունը և այլն: Որոշակի ծանրաբեռնվածություն գերազանցելու դեպքում ճմածածկը ոչնչանում է տեղ-տեղ, իսկ ծանրաբեռնվածության աճի դեպքում՝ ամբողջությամբ: Հողի մակերևույթը պատվում է փոշիացած կառուցվածքազուրկ մանրահողով, ինչը առաջացնում է այսպես կոչված խախտումներ, օրինակ՝ բուսականությունից ամբողջությամբ զուրկ նախագնաց ճանապարհներ, որտեղ հողը խիստ պնդացած է: Այս ամենը ստեղծում է բարենպաստ պայմաններ ջրային և քամու էրոզիայի զարգացման համար, որոնք բերում են ռեկրեյի գծային էրոզիոն տեսակների ձևավորման և հողերի լվացման [20]:

Այս պրոցեսները ավելի խիստ են արտահայտվում կենդանիների կենտրոնացման տեղամասերում (օրինակ ամառային անասնագոմերի հարակից տարածքներում), որտեղ նախիրի անընդհատ տեղաշարժման հետևանքով տեղի է ունենում հողի շարունակական տրորում և տեղաշարժ [57]:

Այսպիսով, արոտավայրերի վրա ծանրաբեռնվածության մեծացմանը զուգընթաց հաջորդաբար իրար են փոխարինում հետևյալ

Երեք փուլերը [20]

- բուսածածկի ոչ նչացում,
- հողածածկի ոչ նչացում,
- լիտոսֆերայի (քարային շերտի) ոչ նչացում:

Չափից դուրս արածեցումը բացասաբար է ազդում բուսականության աճի, հողի ֆիզիկաքիմիական և կենսաբանական հատկությունների վրա [74]: Իսկ լեռնային էկոհամակարգերին բնորոշ է քստենսիվ գյուղատնտեսության ձևը սահմանափակ բնական, այդ թվում հողային ռեսուրսների դեպքում բերում է անտրոպոգեն ծանրաբեռնվածության մեծացման: Ուստի խիստ կարևոր է լեռնային արոտավայրերի ճիշտ պլանավորված և գիտականորեն հիմնավորված օգտագործումը:

Բուսածածկը հանդիսանում է արածեցման նկատմամբ կենսաաերկրացենոզի ամենազգայուն բաղադրիչը: Այն կարգավորում է հողում ջրի պարունակությունը և հողի ջերմաստիճանը: Արածեցումը փոխում է բուսահամակեցության բնութագրիչները. բուսազանգվածը և նրա կառուցվածքը, տեսակային կազմը, ինչը բերում է արոտավայրերի կերային արժեքի փոփոխության, էկոհամակարգի ճկունության և հողածածկի կայունության նվազման [38, 57]: Բույսերի տեսակային և քանակական կազմը փոփոխվում է, գերակշռում են առավել քիչ ուտվող տեսակները և նվազում է օգտակար բուսազանգվածի ընդհանուր պաշարը: Մրցակցության բացակայության պայմաններում ուժեղ արածեցման դեպքում չուտվող տեսակները կարող են ձևավորել բնական խտածածկի բուսազանգվածը գերազանցող, սակայն կերային արժեք չունեցող բուսազանգված: Կտրուկ կրճատվում է վերգետնյա բուսազանգվածը, իսկ ստորգետնյա հատվածը գրեթե չի փոփոխվում: Կտրուկ կրճատվում են նաև հացահատիկային և թիթեռնածաղկավոր բուսատեսակները, ինչը իջեցնում է հողի կայունությունը ճիմի ամրության և հզորության փոքրացման պատճառով [20, 109]: Այս ամենի հետևանքով թուլանում կամ ընդհանրապես վերանում է արոտավայրերի ինքնավերակազնվելու հնարավորությունը, նվազում է ըստ տեղումների մեկ միավոր կենսազանգվածի արտադրությունը և անձրևների օգտագործման

արդյունավետությունը [106]:

Ինտենսիվ արածեցվող կամ գերարածեցվող տարածքներում հողերի դեգրադացիայի վրա ազդող գործոններից են՝ արածեցման և տրորման հետևանքով հողի կառուցվածքային փոփոխությունները, բուսածածկի մակերեսի կրճատումը, կենսազանգվածի արտադրության և թափվածքի քանակության նվազումը, բուսականության կառուցվածքի, ֆլորայի և ֆաունայի տարածական բաշխվածության փոփոխությունը: Տրորման հետևանքով հողը խտանում է, նվազում է արմատների աճն ու տարածումը և ջրի ինֆիլտրացիան, իսկ բուսածածկի նոսրացումը կամ ամբողջական անհետացումը մերկացնում է հողը, ուժեղացնում անձրևի կաթիլների ազդեցությունը՝ հանգեցնելով դեգրադացիայի պրոցեսի զարգացման, իսկ շատ հաճախ հողային ծածկույթի լրիվ օտարման [20, 57]:

1.2.2. Դեգրադացված հողերի ֆիզիկաքիմիական առանձնահատկությունները

Լեռնային Էկոհամակարգերի կայունության հիմք հանդիսացող հողային ծածկույթի դեգրադացիայի ամենավտանգավոր տեսակը ֆիզիկական ոչնչացումն է, որի նկատմամբ ավելի կայուն են հումուսով հարուստ հողերը [20]:

Հողի ֆիզիկական հատկությունները զգալիորեն փոփոխվում են հատկապես նախազնաց ճանապարհների ձևավորման հետևանքով: Այստեղ կենդանիների սմբակների մեխանիկական ազդեցության պատճառով տեղի է ունենում հողի խտացում, որը երբեմն ուղեկցվում է հողային զանգվածի տեղաշարժով: Խտացումը կախված է արածեցման ձևից, ինտենսիվությունից, տևողությունից և հողի հատկություններից՝ առաջին հերթին հումուսի պարունակությունից [20, 55]:

Չափից դուրս արածեցման հետևանքով նվազում է հողի մակերևույթի պահպանման համար անհրաժեշտ բուսածածկը, տեղի է ունենում հողի կառուցվածքային դեգրադացիա, փոխվում է ջրի հոսքի համակարգը, աճում է մակերևույթի խտացումն ու կեղևակալումը, ինչը սահմանափակում է ջրի և օդի ներթափանցումը

հողի մեջ, կրճատվում են մակրոօճակոտկենոթյունը, ընդհանուր օճակոտկենոթյունը, ջրաթափանցելիությունը, ինչի հետևանքով խախտվում է հիդրավլիկ հաղորդականությունը, և այլն: Ի տարբերություն, բուսածածկի տակ ձևավորված հողային ագրեգատները առավել կայուն են [57]:

Ինտենսիվ չհամակարգված արածեցումը հողի պնդեցման հետևանքով հաճախ հանգեցնում է խոշորաբեկոր ստրուկտուրաների առաջացմանը, հողի զգալի ոչնչացմանը, հումուսային հորիզոնի ամենավերին հատվածի «փոշիացմանը», ինչի հետևանքով առաջանում է այսպես կոչված «խախտում»՝ հողի մի քանի սանտիմետր խորությամբ կառուցված քաղուրկ շերտ: Հումուսով հարուստ հողերում հողային կառուցվածքի դեգրադացիան դրսևորվում է ավելի ցածր մակարդակով:

Արոտավայրերի հողերի մեխանիկական խախտումները անխուսափելիորեն անդրադառնում են դրանց քիմիական հատկությունների վրա: Արածեցման հետևանքով հողի քիմիական հատկությունների առավել նշանակալի փոփոխությունը դեհումիֆիկացիան է՝ հումուսի կորուստը, որն ունի երկու պատճառ [20]՝

1. արածեցումը զգալիորեն փոխում է կենսաբանական շրջապտույտի բնույթը: Վերերկրյա կերային բուսազանգվածի զգալի մասը դուրս է գալիս հումուսագոյացման պրոցեսից, ինչը խախտում է հումուսի հավասարակշռությունը. նրա պարունակությունը նվազում է: Կենդանիների արտաթորանքի միջոցով հողում տեղ գործող օրգանական նյութերի քանակությունը չի կարող լրացնել խոտածածկի ոչնչացման հետևանքով առաջացող հումուսագոյացման համար անհրաժեշտ նյութերի պակասը: Բացի այդ, արտաթորանքի միջոցով հողում տեղ գործող օրգանական նյութերը խիստ անհավասարաչափ են բաշխվում արոտավայրի ամբողջ մակերեսով: Նրանք առավել ագոլյն քանակությամբ հող են մուտք գործում ամառային անասնազոմերի տարածքներում, որտեղ նրանք իրոք կարող են ձևավորել հումուսի դրական հաշվեկշիռ, սակայն

արոտավայրերի ընդհանուր մակերեսի հետ համեմատ այդ տարածքների բաժինը մեծ է,

2. Երոզիան օտարում է հողային հորիզոնի հումուսով ամենահարուստ շերտերը:

1.2.3. Դեգրադացված հողերի կենսաբանական առանձնահատկությունները

Արոտավայրերի հողերի կազմավորման և զարգացման բարդ համալիր պրոցեսներում կարևոր նշանակություն ունեն նաև կենսաբանական գործոնները: Հողերի կենսաբանական ակտիվության բնութագրումը հնարավորություն է տալիս գնահատել կենսաբանական պրոցեսների ուղղվածությունը, ինտենսիվությունը և այլն: Այդ հարցում որոշիչ դեր են կատարում մանրէները, որոնց որակական և քանակական ցուցանիշները բնորոշում են հողագոյացման կենսաբանական պրոցեսների բնույթը, ինչպես նաև տեխնածին ծանր մետաղներով հողերի աղտոտվածության աստիճանը [21, 22, 23]:

Հողը, հանդիսանալով կենսոլորտի բաղադրիչ մաս, ապահովում է մի շարք կարևորագույն գործառնություններ: Դրանցից մեկը կենսաբանական բազմազանության պահպանումն է: Այն հսկայական քանակի մանրէների գոյատևման միջավայր է: Հայտնի է, որ հողի կենսաբիոտան հիմնականում կազմված է բակտերիաներից, ակտինոմիցետներից, սնկերից, միաբջջե ջրիմուռներից և նախակենդանիներից կամ պրոտոզոաններից: Հողի նյութերի վերափոխման և դրա բերրիության ձևավորման գործում առավել կարևոր դեր են կատարում առաջին երեք խմբերը: Նրանց ընդհանուր թիվը խիստ կախված է հողատիպից, ագրոկլիմայական գործոններից և կարող է տատանվել 20 միլիոնից մինչև 5 միլիարդ բջջեր մեկ 1 գ. հողում: Չնայած հողի որակի և մանրէների բազմազանության միջև կապը ամբողջությամբ հստակեցված չէ, այնուամենայնիվ միջինից բարձր բազմազանություն ունեցող հողերը սովորաբար համարվում է «լավ» հողեր [144]:

Մանրէներին բնորոշ են տարածման մեծ արեալներ, նրանց որոշակի խմբեր հողերում կարող են արագ բազմանալ: Այս երևույթը

հանգեցնում է առանձին հողատիպերին բնորոշ մանրէական ասոցիացիաների առաջացմանը, ինչի հետևանքով մանրէների դոմինանտ խմբերի սպեկտրը տարբեր հողերում զգալի տարբերվում է: Աշխարհագրական գործոնները, որոնք ազդում են հողում նյութերի վերափոխման պրոցեսի վրա, նպաստում են մանրէների տարբեր ասոցիացիաների առաջացմանը և գոյատևմանը: Այս գործոններին զուգընթաց, յուրաքանչյուր գոտում իրենց ազդեցություներ են թողնում նաև էկոլոգիական պայմանները: Չնայած այն բանին, որ հողի միկրոֆլորան գտնվում է դինամիկ վիճակում, այն զգալիորեն տատանվում է ըստ սեզոնների: Դա հատկապես վերաբերվում է ոչ սպորային բակտերիաներին: Համարվում է, որ մանրէները հանդիսանում են կոսմոպոլիտներ, բայց դա չի նշանակում, որ նրանք ամենուր հանդիպում են զգալի քանակություներով: Նրանց առկայության վրա զգալի ազդեցություներ են ունենում առանձին գործոնները, կլիմայական պայմանները, բուսականություները և այլն: Մանրէների զանգվածային վերարտադրությանը նպաստում են միայն որոշակի պայմաններ: Տարբեր հողատիպերում, կախված աշխարհագրական գործոններից, գերիշխում են մանրէների տարբեր խմբավորումներ [40]:

Հայտնի է, որ մանրէների կողմից սինթեզվող արտաբջջային նյութերը, ինչպես նաև հողի մասնիկների շուրջ զարգացող սնկային միցելիումները նպաստում են հողի կառուցվածքի ձևավորմանը: Մանրէները ոչ միայն հանքայնացնում են օրգանական կենսազանգվածը, այլ նաև հենց իրենք են հանդիսանում այդպիսի սննդարար նյութերի էական պաշար [37]:

Հողում բնակվող մանրէները համարվում են հողի հատկությունների փոփոխության հստակ ինդիկատորներ [97]: Մանրէական ինդիկատորները բաժանվում են ընդհանուր և հատուկ խմբերի [121]: Ընդհանուր ինդիկատորներ են համարվում կենսաբազմազանություները, կայունություները և ինքնավերականգնումը [144], իսկ հատուկ ինդիկատորներ են համարվում որոշ հողային մանրէների, մասնավորապես, *Rhizobium* ցեղին պատկանող մանրէներ և նիտրիֆիկացնող բակտերիաներ՝ ի

շնորհիվ ագրոքիմիկատների նկատմամբ բարձր զգայունության և հողում իրականացնող կենսագործունեության [71, 105]: Այդ իսկ պատճառով հողի վիճակի վերահսկման և դեգրադացիայի աստիճանի գնահատման ժամանակ անհրաժեշտ է հաշվի առնել այս կենսաբանական չափանիշները [20]:

Հայտնի է, որ դեգրադացիայի հետևանքով զգալի նվազում է արոտավայրերի կենսաբազմազանությունը [75, 167]: Հողի դեգրադացիան միշտ ուղեկցվում է հողային մանրէների տեսակային և քանակական փոփոխություններով, \$ոլևկցիոնալ լուրջ խախտումներով: Նրանք վերերկրյա էկոհամակարգերի այլ օրգանիզմների հետ գտնվում են մշտական փոխազդեցության մեջ: Մանրէական համալիրներում \$ոլևկցիոնալ խախտումներն արտահայտվում են մանրէների կողմից իրականացվող պրոցեսների ինտենսիվության փոփոխությամբ (օրգանական նյութերի, ազոտի միացությունների, որոշ հանքային տարրերի փոխակերպումն այլն):

Կենսաբանական դեգրադացիայի ուսումնասիրման ժամանակ տարբերակում են դեգրադացիայի գործոնների ազդեցության հետևանքով բիոտայի կազմի շեղման, փոփոխման չորս գոտի [20]՝

- օրգանիզմների նորմալ կազմով հոմեոստազի գոտի,
- օրգանիզմների տեսակների՝ առանց որակական կազմի փոփոխության, քանակական հարաբերակցության վերակազմավորման սթրեսային գոտի,
- դիմացկուն կամ կայուն օրգանիզմների զարգացման գոտի,
- ճնշման կամ ռեպրեսիայի գոտի:

Այդ պրոցեսների ընթացքում, մանրէական համակցություններից հաճախ դուրս են մնում ազոտոբակտերները, սպոր առաջացնող բակտերիաները, ցելյուլոզ քայքայող մանրէները: Հողում մնում են առավել կայուն տեսակները՝ մանր սպոր չառաջացնող ձևերը, մանրադիտակային սնկերը:

Բիոտայի կայունության ապահովման և նորմալ գործունեության պահպանման գործում կարևոր դերակատարում ունի բազմաթիվ \$երմենտներ (կատալազ, դեհիդրոգենազ, ուրեազ, ինվերտազ, \$ոսֆոտազ) պարունակող, այսինքն՝ բազմաթիվ կենսաքիմիական ռեակցիաներ իրականացնող մանրէական պուլը, որն

առանձնանում է ինչպես մանրէների մեծ պաշարով (մանրէական կենսազանգված), այնպես էլ հսկայական որակական բազմազանությամբ (մանրէական գենոֆոնդ):

Պոլի մեջ օրգանիզմների մեծ մասը գտնվում են անաբիոզ վիճակում և դրանից դուրս են գալիս, երբ անհրաժեշտ է կանոնավորել բիոտայի գործառույթները: Հողերի դեգրադացիայի հետևանքով մանրէների պոլի և դրա բազմազանության նվազման հետ մեկտեղ տեղի են ունենում նաև ազոտի ֆիքսման, հումուսագոյացման, կառուցվածքագոյացման խախտումներ: Հիպերտրոֆիայի են ենթարկվում այնպիսի ֆունկցիաներ, ինչպիսիք են՝ օրգանական նյութերի քայքայումը, նիտրիֆիկացիան և դենիտրիֆիկացիան: Դեգրադացիայի արդյունքում հողում կազմավորվում են պոտենցիալ բացասական ազդեցություն ունեցող պարզ և ֆիտոպարզ (ախտածին և բուսաախտածին) մանրէներ, առաջանում են ալերգեններ և ֆիտոտոքսիններ:

Հայտնի է, որ հողում բնակվող մանրէները անմիջապես արձագանքում են հողի քիմիական և ֆիզիկական դեգրադացիայի պրոցեսին:

Հողի քիմիական կազմի ցանկացած փոփոխություն հանգեցնում է բիոտայի փոփոխությանը: Հատկապես բացասական ազդեցություն ունենում ծանր մետաղներով, պեստիցիդներով հողի աղտոտումը, թթվայնացումը, հումուսի պարունակության նվազումը և այլն:

Հողերի ֆիզիկական դեգրադացիան, հատկապես հողի կառուցվածքի փոփոխությունը, ինչպես նաև ջրային ռեժիմի փոփոխությունը հանգեցնում են կենսաբանական պրոցեսների հավասարակշռության խախտմանը, անաերոբ պայմանների գերակայությանը, դենիտրիֆիկացիայի զարգացմանը, թունավոր նյութերի գոյացմանը, ինչն իր հերթին նպաստում է հողի բիոտայի արմատական փոփոխությանը [20]:

Օրգանական բաղադրիչները հողն ապահովում են կարևոր սննդարար նյութերով, նպաստում են հողի կառուցվածքի ձևավորմանը և բարձրացնում են մանրէական ակտիվությունը: Արոտավայրերի ինտենսիվ արածեցման հետևանքով տեղի է ունենում հողի մակերևույթի կենսազանգվածի նվազում: Հետևաբար,

գերարածեցված հողերը բնութագրվում են ավելի ցածր մանրէական պուլի պարունակությամբ, ինչի պատճառով ավելի զգայուն են դեգրադացիայի նկատմամբ և կորցնում են բերրիությունը, իսկ չափավոր արածեցված արոտավայրերը, ընդհակառակը, բնութագրվում են բույսերի տեսակային բազմազանությամբ, հետևաբար նաև հողում օրգանական նյութերի պարունակության ավելացմամբ և կուտակմամբ [57]: Որքան մեծ է մանրէների բազմազանությունը, այնքան խախտումների ենթարկված էկոհամակարգն ավելի արագ կարող է վերադառնալ սկզբնական կայուն վիճակի [81]:

Արոտավայրերի կենսաբանական դեգրադացիան վտանգավոր երևույթ է, որը բազմակողմանի վնաս է հասցնում ինչպես հողերին, այնպես էլ ամբողջ կենսատվորտին և էկոհամակարգին:

1.3. Դեգրադացված հողերի դասակարգում

Տարբերակում են հողերի դեգրադացիայի աստիճան և ինտենսիվությունն հասկացությունները: Դեգրադացիայի աստիճանը ցույց է տալիս, թե որքանով են տվյալ դեգրադացված հողատարածքի պարամետրերը տարբերվում չդեգրադացված նմանատիպ հողատարածքի պարամետրերից: Այն կարելի է արտահայտել քանակական պարամետրերի, որակական աստիճանավորման և անուղղակի ցուցանիշների միջոցով: Դեգրադացիայի ինտենսիվությունը որոշվում է հողատարածքների հատկությունների փոփոխության արագությամբ՝ որոշակի ժամանակահատվածում դեգրադացվող հողատարածքների պարամետրերի բացասական փոփոխությունների մակարդակով [19]:

Գոյություն ունեն հողերի՝ ըստ դեգրադացիայի աստիճանի, դասակարգման մի շարք չափանիշներ, սակայն, ըստ երևույթի, չկա համընդհանուր ընդունված մոտեցում: Տարբերակում են երկու հիմնական մոտեցումներ: Առաջին մոտեցումը կարելի է բնորոշել որպես համալիր անդձաֆտային մոտեցում, որտեղ հողատարածքները դիտարկվում են, որպես կանաչ կենսաապոտարական համակարգեր, որոնք իրենց մեջ ներառում են հողը, ջուրը, բուսականությունը և այլն, ինչպես նաև համակարգի մեջ տեղի ունեցող էկոլոգիական և հիդրոլոգիական պրոցեսները: Այս տեսանկյունից հողերի

դեգրադացիան դիտարկվում է, որպես կենսաբանական և տնտեսական արտադրողականության կորուստ: Համաձայն երկրորդ մոտեցման, որը պայմանականորեն անվանում են ռեսուրսային կամ գյուղատնտեսական, հողերը դիտարկվում են որպես մարդու տնտեսական գործունեության օբյեկտ: Այլ կերպ ասած հողը դիտարկվում է ոչ թե որպես բնական համակարգ, այլ որպես արտենցիալ կամ իրական «առու ծախի առարկա» [20]:

Հողերի մարդածին դեգրադացիան նախ և առաջ բաժանում են երկու հիմնական կատեգորիաների. հողի տեղափոխմամբ ուղեկցվող դեգրադացիա՝ ջրային և քամու էրոզիա, և հողի ներքին՝ քիմիական, ֆիզիկական և կենսաբանական առանձնահատկությունների վատթարացման հետևանքով տեղի ունեցող դեգրադացիա: Առաջին դեպքում կարելի է գանազանել տեղային (on-site) (ազդեցությունը ընդգրկում է տվյալ տեղանքը կամ հարակից տարածքները) և ոչ տեղային (off-site) (ազդեցությունը տարածվում է տեղանքից որոշ հեռավորության վրա՝ ամենաքիչը 1 կմ) ազդեցություններ, իսկ երկրորդ դեպքում միայն տեղային ազդեցությունն է [125]:

Գոյություն ունեն հողերի դեգրադացիայի տարբեր դասակարգումներ [50, 96, 125], սակայն նշվում է, որ արոտավայրերում դեգրադացիայի դասակարգման միակ մոտեցումը առաջարկվել է Սոբոլևի կողմից և ընդգրկում է հետևյալ հինգ կատեգորիաները [164]՝

1. **թեթև**՝ արահետները դառնում են տեսանելի, բուսականությունը նոսրանում է, հողը լվացվում է, հողի վերին շերտի A հորիզոնը հեռացված է՝ հզորության մինչև 50%-ը և մակերեսի մինչև 25%-ը,
2. **չափավոր**՝ տարածքի գերակշռող հատվածում հողը հեռացված է, A հորիզոնի 50%-ից ավելին (հողային պրոֆիլի ընդհանուր հզորության 20-40%-ով) հեռացված է,
3. **խիստ**՝ գերակշռում են տեղատարված հողերը (մինչև 75%), A հորիզոնը ամբողջությամբ (հողային պրոֆիլի ընդհանուր հզորության 40-60%-ով) հեռացված է,
4. **չառ խիստ**՝ գերակշռում են տեղատարված հողերը (մինչև 75%), A+B հորիզոնները (հողային պրոֆիլի ընդհանուր

հզորությամբ 60-80%-ով) հեռացված են, հողմնահարման կեղևն էրոզացված է,

5. հողը ամբողջությամբ էրոզացված է՝ տարածքի 75%-ից ավելին տեղատարված է, գրեթե ամբողջ հողմնահարման կեղևը հեռացված է և մայրական ապարները մերկացված են:

Որպես արոտավայրերի վիճակի գնահատման ինդիկատոր օգտագործվում է նաև արահետային ցանցի (նախազնաց ճանապարհներ) և արոտավայրի ընդհանուր մակերեսի հարաբերությունը: Նախազնաց ճանապարհների խտությունը իրենցից ներկայացնում է հողի մակերևույթի վիճակի հեշտությամբ որոշվող մորֆոլոգիական հատկանիշ, ըստ որի կարելի է «ախտորոշել» արոտավայրերի էկոհամակարգերի ընդհանուր վիճակը և հողածածկի վիճակը [25]: Դասակարգումն ունի հետևյալ տեսքը՝

- թույլ խախտված՝ նախազնաց ճանապարհների ընդհանուր մակերեսը < 10%-ից,
- միջին խախտվածությամբ՝ նախազնաց ճանապարհների ընդհանուր մակերեսը 10-25% է,
- ուժեղ խախտված՝ նախազնաց ճանապարհների ընդհանուր մակերեսը 25-50% է,
- շատ ուժեղ խախտված՝ նախազնաց ճանապարհների ընդհանուր մակերեսը > 50%-ից:

Գոյություն ունեն արոտավայրերի դեգրադացիայի աստիճանի գնահատման բազմաթիվ ինդիկատորներ՝ բուսածածկ, հողօգտագործման համար անպիտան արոտավայրերի մակերես (% ընդհանուր մակերեսից), դեգրադացված արոտավայրերի մակերեսի աճման արագություն, մակերևույթի քարքարոտություն, հումուսի պարունակությունը նվազում, մերկ հողերի մակերես և այլն [29, 116]:

Էկոլոգիական ինդիկատորը փոփոխական ցուցանիշ է և բնութագրում է շրջակա միջավայրի վիճակը, այն պայմանավորող գործոնները և նրա ազդեցությունը մարդկանց, էկոհամակարգերի և այլն վրա: Համապատասխան ինդիկատորների կիրառմամբ հնարավոր է էֆեկտիվորեն գնահատել հողերի էրոզիայի, աղակալման և անապատացման նման բարդ պրոցեսների կարգավիճակը և միտումները

առանց օգտագործել ու բարդ մաթեմատիկական արտահայտու թյ ու ն ն եր կամ մեծաքանակ տվյալ ն եր պահանջող մոդել ն եր [95]:

Տիեզերական նկարներից ստացվող՝ դեգրադացիայի գնահատման, կարևոր ին-դիկատորներ են բուսածածկը, քարքարոտությունը և մերկ հողերի մակերեսը [109, 114]:

Յողերի դեգրադացիայի գնահատման ամենակարևոր բուսականության ինդիկատորը համարվում է բուսածածկը [95]: Այ ն երկրի մակերևույթում տեղի ունեցող պրոցեսներում ներգրավված հիմնական կենսաֆիզիկական պարամետրերից մեկն է [94] և հանդիսանում է չոր և կիսաչոր տարածաշրջաններում դեգրադացիայի և անապատացման զգայուն ինդիկատոր [94, 161]: Բուսածածկը պահպանում է հողերը դեգրադացիայից՝ կանխելով հողերի էրոզիան, թուլացնելով անձրևի կաթիլների ու քամու ազդեցությունը, մեծացնելով ջրի ինֆիլտրացիան, նվազեցնելով մակերևութային հոսքերի արագությունը և ուժգնությունը, կայունացնելով հողի մեխանիկական ու բարելավելով ֆիզիկական, քիմիական և կենսաբանական հատկությունները: Չնայած անձրևի էրոզիոն ներուժի, լանջերի թեթևանը և հողի անկայունությունը, քանի դեռ բուսածածկը անվնաս է դեգրադացիան քիչ հավանական է [66, 67, 69]:

Չնայած դեգրադացիայի տարբեր տեսակների և բուսածածկի միջև հստակ կապի առկայության, վերջինիս նվազումը կամ կենսազանգվածի կորուստը միշտ է, որ բավարար հիմք է հանդիսանում ցույց տալու համար հողի պայմանների վատթարացումը [109, 129]: Շատ փոփոխություններ կարող են կապված լինել նաև տեղումների [129] կամ կլիմայական պայմանների փոփոխությունների հետ [147, 167]: Բուսածածկը ոչ միայն փոփոխվում է ժամանակի ընթացքում անձրևի հետևանքով, այլ նաև տատանվում է տարածության մեջ արածեցման և բնական պայմանների փոփոխականության հետևանքով [147]: Բուսածածկի և դեգրադացիայի միջև կապը կարող է խախտվել նաև տեղային գործոնների փոփոխականության հետևանքով [103, 109]: Շատ կարևոր է տարբերակել բնական և մարդածին դեգրադացիաները, որովհետև մարդկային գործունեությունը ավելի հեշտ է կառավարել քան բնական

գործոնները, ինչ պիսիս է օրինակ կլ իման [106, 167]:

Չնայած վերոնշյալ բոլոր խնդիրներին, վերջին մի քանի տասնամյակների ընթացքում բուսածածկը համարվում է ՀՄ-ով արոտավայրերի դեգրադացիայի գնահատման համար առավել հաճախ կիրառվող ինդիկատոր [47, 78, 103, 130]:

Լեռնային շրջաններում մակերևութային հոսքը և հողերի դեգրադացիան սերտորեն կապված են մեկ այլ գործոնի՝ մակերևույթի քարքարոտության հետ: Կախված չափսերից և, հատկապես, այն բանից թե ինչպես են նրանք ինտեգրված հողի մեջ, քարերը կարող են նպաստել կամ խոչընդոտել ինֆիլտրացիային և խթանել հողի կորուստը՝ Էրոզիայի ձևավորման մեջ ունենալով երկակի ազդեցություն [69, 95, 135, 160]՝

- մակերևույթի քարքարոտությունը կարող է պահպանել հողը ինտենսիվ տեղումների ազդեցությունից, այնպես, ինչպես բուսածածկը, և նվազեցնել մակերևութային հոսքի արագությունը,
- մակերևույթի քարքարոտությունը կարող է ուժեղացնել Էրոզիան՝ նվազեցնելով ջրի ինֆիլտրացիան:

Եվրոմիություն 25 երկրներում հողի Էրոզիայի զգայունության գործոնը (K) հաշվարկելիս մակերևույթի քարքարոտության պաշտպանիչ ազդեցությունը հաշվի առնելու արդյունքում այն նվազել է մոտավորապես 15% [126]:

Մերկ հողերը համարվում են դեգրադացիայի և Էրոզիայի շատ կարևոր ինդիկատորներ, այդ պատճառով նրանց տարածական բաշխվածությունը շատ կարևոր է: Չրկվելով բուսածածկից հողը մերկանում է և դառնում անպաշտպան անձրևի և քամու ազդեցության նկատմամբ, ինչի հետևանքով այդ տարածքներում սկսում են ինտենսիվորեն զարգանալ Էրոզիոն պրոցեսները [116]: Որքան շատ են մերկ հողերը, այնքան Էրոզիան ուժեղ է [67]:

ՀՄ-ում բուսածածկը, քարքարոտությունը և մերկ հողերը հաճախ նկարագրվում են ԲՄ, ՄՔՄ և ՄՀՄ միջոցով, որոնք իրենցից ներկայացնում են տիեզերական նկարի յուրաքանչյուր պիքսելում համապատասխանաբար բույսերի, քարերի և հողերի մակերեսները [67, 92, 103, 114, 154, 161]:

1.4. ԵՏՅ և ՅՄ դերը հողերի դեգրադացիայի գնահատման գործում

Հողերի դեգրադացիայի գնահատումը կարևոր է հնարավոր հետևանքները և պոտենցիալ կառավարման միջոցառումները որոշելու համար՝ առաջնահերթ պարզելով տարածաշրջանում դեգրադացիայի պատճառները, դեգրադացիայի աստիճանը, կարգավիճակը և տարածումը [52]: Գերարածեցումով և մարդկային գործունեության այլ ազդեցություններով պայմանավորված հողերի դեգրադացիայի գնահատման համար պահանջվում են լայնածավալ հետազոտություններ, ինչի հետևանքով սովորական մեթոդները դառնում են տևտեսապես և տրամաբանորեն ոչ նպատակահարմար [142]: Գնահատման ամենատարածված մեթոդներն են՝ փորձագիտական եզրակացությունները և հողօգտագործողների կարծիքները, դիտարկումները և չափումները, մոդելավորումը, արտադրողականության փոփոխության գնահատումը, հեռազննման և ԵՏՅ մեթոդները [52]: Վերջին տարիների ընթացքում ՅՄ և երկրատեղեկատվական համակարգերը (ԵՏՅ)՝ շարունակական զարգացման շնորհիվ, անհրաժեշտություն են դարձել տարբեր տարածական և ժամանակային մասշտաբներում արոտավայրերի դեգրադացիայի մոնիթորինգի և գնահատման գործում [91, 137]:

ՅՄ դա հմտությունների և մեթոդների համակցություն է՝ ուղղված օբյեկտի ու երևույթի բացահայտմանը, ճանաչմանը և ուսումնասիրմանը հեռավորության վրա՝ առանց շփման մեջ մտնելու [55]: ՅՄ ապահովում են տրամաչափարկված, քանակական, պարբերական և ոչ թանկարժեք ինֆորմացիա մեծ տարածքների համար, որոնք կարելի է համարել դաշտային տվյալների հետ [91]:

ԵՏՅ մասնագետների, տարածական և նկարագրական տվյալների, վերլուծական մեթոդների, համակարգչային ծրագրերի ու սարքավորումների համակցություն է՝ ուղղված ինֆորմացիայի ավտոմատացմանը, կառավարմանը, առաքմանը և աշխարհագրականորեն ներկայացմանը:

Ստորև ներկայացված է ՅՄ միջոցով հողերի դեգրադացիայի ուսումնասիրման տրամաբանությունը: Դեգրադացիայի ռիսկը

որոշելու համար պետք է՝

1. վտանգի ամեն մի տեսակի համար որոշել հողի առանձնահատկություններով պայմանավորված ներքին գործոնները և արտաքին գործոնները (կլիմա, ռելիեֆ, հողածածկ, անտրոպոգեն ծանրաբեռնվածություն), որոնք առաջացնում են դեգրադացիայի և նրախնտեսիվացման վտանգ,
2. հստակ որոշել ՅՄ տվյալները. վերծանման ինչ մեթոդների միջոցով կարելի է ստանալ տվյալներ մոդելի մեջ մուտքագրման կամ անմիջապես (առանց մոդելի) ռիսկի կանխատեսման և նրատարածական չափերի որոշման համար [55]:

Դեգրադացիայի հետևանքները հետազոտելու համար պետք է որոշել, թե.

1. ինչպես է դեգրադացիայի պրոցեսը ազդել հողի մակերևույթային շերտերի ֆիզիկական և քիմիական հատկություններին վրա. օրգանական նյութերի կորուստ, կնժիկային կառուցվածքի վատթարացում կամ կորուստ, խողթնության աճ, ջրա- և օդաթափանցելիության կրճատում,
2. ինչպես են վերոնշյալ փոփոխությունները ազդում հողի սպեկտրալ հատկություններին, ջերմաստիճանի և բուսածածկի խողթնության և ինտեսիվության վրա,
3. ֆիզիկաքիմիական առանձնահատկություններին փոփոխությունները ինչպես կազդեն տիեզերական նկարների ռադիոմետրիկ արժեքների վրա և սկզբնական տվյալների տարբեր թվային վերծանումների միջոցով ստացված հողի նկարների վրա,
4. արդյոք նկարների շարքից ստացված հողի կամ բուսածածկի տարբերությունները բավարար են դեգրադացիայի հայտնաբերման և ըստ դեգրադացիայի տեսակների ուրվագծման համար [55]:

Այսպիսով ՅՄ և ԵՏՀ համարվում են խոստումնալից գործիքներ և այնաձևալ և հետերոգեն արոտավայրերի մոնիթորինգի համար [147]:

Գնալով աճում է հետաքրքրությունը սպեկտրալ խառնուրդների վերլուծության (ՍԽՎ) (կամ Սպեկտրալ Բաժանում (ՍԲ)) մեթոդով դեգրադացիայի հայտնաբերման նկատմամբ [67]: Այն համարվում է ՅՄ

կիրառմամբ ենթապիքսելների մակարդակում հողածածկը բնութագրելու ամենատարածված մոտեցումը [161]: ՍԽՎ մեթոդի հիմնական երկու նպատակներն են՝ ՅՄ ստացված՝ Լանդշաֆտի բնական բաղադրիչների սպեկտրների միջոցով, այդ բաղադրիչների ֆիզիկական հատկանիշների որակական և նրանց տկոսային հարաբերակցության քանակական գնահատումը [139]: Այն Լայնորեն օգտագործվում է դեգրադացիայի գնահատման հողածածկի բաղադրիչները՝ ԲՄ, ՄՅՄ և ՄՔՄ որոշելու համար [67, 103, 113]:

Տարբերակում են գծային և ոչ գծային սպեկտրալ բաժանումներ (համապատասխանաբար ԳՄԲ և ՈԳՄԲ): ԳՄԲ համարվում է ՈԳՄԲ մասնավոր դեպք, երբ բազմակի արտացոլումն անտեսվում է: ՈԳՄԲ առաջանում է այն ժամանակ, երբ տարբեր մակերևույթներից անդրադարձած ճառագայթները միևնույն սենսորին հասնելը միավորվում են [60, 83, 94, 163, 107]:

ԳՄԲ մեթոդում ենթադրվում է, որ տվյալ պիքսելի սպեկտրալ հայտանիշը իրենից ներկայացնում է Էնդմեմբրների (endmember) սպեկտրների գծային կոմբինացիա: ԳՄԲ մեթոդը համարվում է ՄԲ ամենատարածված մեթոդը, և չնայած, Լանդշաֆտի բնական բաղադրիչների միջև բազմակի ցրման երևույթի անտեսման հետևանքով տեսականորեն անկատար է, սխալները համեմատաբար փոքր են: ԳՄԲ մոդելները իրենց պարզության, համեմատական արդյունավետության և մեկնաբանության պարզության շնորհիվ Լայն կիրառում են գտել [60, 66, 77, 94, 149, 152, 161, 163]: Չնայած, պոտենցիալ դեգրադացված տարածքների քարտեզագրման համար առաջարկվել են տարբեր մոտեցումներ՝ անմիջական վիզուալ մեկնաբանություներ, տիեզերական նկարների դասակարգում և սպեկտրալ ինդեքսներ, սակայն, քանի որ այս մեթոդները հիմնվում են պիքսելի՝ որպես ամենափոքր միավորի, վրա, նրանք չեն կարող ներկայացնել մակերևույթի բաղադրիչների իրական մասնաբաժինները: ԳՄԲ կիրառումը համարվում է ավելի նպատակահարմար, քանի որ այն հնարավորություն է տալիս հայտնաբերել մերկ հողերով տեղամասերը և որոշել ԲՄ, ինչը անհնար է նկարների սովորական վերծանման (դասակարգման) միջոցով: Յետագոտությունները ցույց են տվել, որ ԳՄԲ մեթոդը

ուևսի մեծ պատենցիալ հողերի էրոզիայի պատճառով դեգրադացված տարածքների հայտնաբերման և քարտեզագրման գործում [67, 83, 98, 113]:

Սպեկտրալ բաժանման մոդելներում առաջին և ամենակարևոր քայլը համարվում է նկարում առկա էնդեմեթրների որոշումը: Էնդեմեթրները լանդշաֆտի «մաքուր» բնական բաղադրիչներ են, որոնք, ենթադրվում է, որ ունեն եզակի սպեկտրալ կորեր: Սովորաբար, համարվում է, որ էնդեմեթրների քանակը չպետք է գերազանցի առկա սպեկտրալ տիրույթների քանակը: Տիեզերական նկարում առկա էնդեմեթրները հիմնականում գտնվում են սիմպլեքսի անկյուններում և իրենցից ներկայացնում են սպեկտրալ էքստրեմումներ: Սակայն հետաքրքրություն են ներկայացնում այն էնդեմեթրները, որոնք մասնակցում են սպեկտրալ բաժանման պրոցեսին: Օրինակ, ջրային օբյեկտները ունեն «մաքուր» և յուրահատուկ սպեկտր, սակայն դրանք հանդիսանում են ոչ օգտակար էնդեմեթրներ ամբողջ նկարի համար, քանի որ ջուր պարունակող պիքսելները ունեն տեղային բնույթ [45, 54, 61, 66, 133, 152, 163]:

Սկզբնական շրջանում էնդեմեթրները ստացել են հիմնվելով մասնագետների փորձի վրա [152]: Տարածքի լավ նկարագրվածությամբ և էնդեմեթրների քանակի հայտնի լինելու դեպքում, օգտագործում են էնդեմեթրների ստացման մանուալ (manual) մեթոդներ [53, 151]: Էնդեմեթրները կարելի է ստանալ նաև օգտվելով դաշտային տվյալներից [66]: Ներկայումս էնդեմեթրների ստացման մեթոդները բաժանվում են երկու մեծ խմբերի՝ երկրաչափական և վիճակագրական [77, 127]: Գոյություն ունեն էնդեմեթրների ստացման երկրաչափական և վիճակագրական բազմաթիվ մեթոդներ [56, 61, 77, 80, 102, 104, 143, 152, 157]:

Մի շարք հետազոտություններում նշվում է, որ մեկ այլ գործիքմի կիրառման արդյունքում միշտ էլ, որ ստացվում են լավագույն արդյունքները: Այս տեսանկյունից, նոր մոտեցում է համարվում տարբեր այլ գործիքմների համադրման գաղափարը: Հավանաբար էնդեմեթրների ստացման ամենատարածված մեթոդը Բոարդմանի առաջարկած մեթոդն է, քանի որ այն ներառված է լայնորեն

օգտագործվող ENVI (Environment for Visualizing Images) ծրագրային փաթեթում: Այս մեթոդում տիեզերական նկարը ենթարկվում է աղմուկի նվազագույն մասնաբաժին (ԱՆՄ) տրանսֆորմացիայի, այնուհետև կիրառվում է պիքսելների մաքրության ինդեքս (ՊՄԻ) ալգորիթմը, ինչի արդյունքում հայտնաբերվում են նկարում առկա «ամենամաքուր» պիքսելները (պոտենցիալ էնդեմեթրներ): Մեթոդի վերջին փուլում մասնագետների կողմից պոտենցիալ էնդեմեթրներից ընտրվում են իրական էնդեմեթրները [54, 77, 133, 152]:

Խիստ պարզեցված ՍԽՎ մոդել է համարվում նորմավորված տարբերությունների բուսականության ինդեքսի (ՆՏԲԻ) վրա հիմնված երկ-էնդեմեթրային մոդելը (այսուհետև ՆՏԲԻ-ՍԽՎ): Այս մոդելում ենթադրվում է, որ տվյալ պիքսելը բաղկացած է միայն բուսականությունից և մերկ հողերից, հետևաբար նրա ՆՏԲԻ արժեքը իրենից ներկայացնում է այս երկու բաղադրիչների գծային կոմբինացիա: ՆՏԲԻ-ՍԽՎ մոդելը իրենից ներկայացնում է պարզ հավասարում, ինչը հեշտացնում է էնդեմեթրների ստացման պրոցեսը և բարելավում հաշվողական արդյունավետությունը: Այն լայնորեն կիրառվում է ԲՄ ստանալու համար: ՆՏԲԻ, չնայած բազմաթիվ ԲԻ առկայությանը, համարվում է ՍԽՎ առավել հաճախ կիրառվող ԲԻ-ը [82, 94, 129, 142, 154, 161, 163]: Չնայած կատարելագործված ԲԻ առկայությանը՝ հողային բուսականության ինդեքս (ՋԲԻ), կատարելագործված բուսականության ինդեքս (ԿԲԻ) և այլն, ՆՏԲԻ-ը համարվում է նաև արոտավայրերի մոնիթորինգի համար կիրառվող հիմնական ԲԻ-ը, որովհետև այն կարելի է արդյունավետորեն օգտագործել բուսածածկի, խոտի բերքի, արոտավայրերի արտադրողականության և հողում կարբոնի պաշարների գնահատման համար [147]: ՆՏԲԻ-ը չոր և կիսաչոր շրջաններում բուսականության պայմանները զանազանելու համար ավելի ճշգրիտ ինդեքս է քան ԿԲԻ-ը [108]:

ՍԽՎ միջոցով ստացված դեգրադացիայի գնահատման հողածածկի բաղադրիչները կարող են օգտագործվել ինչպես դեգրադացիայի ուղղակի գնահատման համար, այնպես էլ էրոզիայի ռիկսի գնահատման մոդելներում՝ որպես մուտքային տվյալներ [66, 110, 114]:

Այն դեպքերում, երբ հողօգտագործողները և որոշում կայացնողները ավելի շատ հետաքրքրված են հողերի էրոզիայի ռիսկերի տարածական բաշխվածությամբ, քան հողերի էրոզիայի կորուստների փաստացի արժեքներով, օգտագործում են էրոզիայի ռիսկի գնահատման մոդելներ [110]: Բարդ մոդելները և ՅՄ օգտակար գործիքներ են արածեցվող տարածքների կառավարման և տարբեր սցենարների բնութագրման համար: Մոդելները հնարավորություն են տալիս ինտեգրել էկոհամակարգի բոլոր բարդ և փոխկապակցված բաղադրիչները և հանդիսանում են որոշումներ կայացնելու համար կարևոր գործիքներ: Նրանք հնարավորություն են տալիս մակերևույթի բուսականության պարամետրերի համադրման միջոցով կանխատեսել մակերևութային հոսքի հավանականությունը և հողի կորստի չափերը [57]: Այս գործում իրենց նշանակալի կարևորությամբ աչքի են ընկնում ԵՏՀ գործիքային հնարավորությունները, որոնք ունեն զգալի պոտենցիալ հողերի դեգրադացիայի գնահատման համար [128]:

Գիտնականների կողմից վերջին տասնամյակներում առաջարկվել են դեգրադացիայի, մասնավորապես էրոզիայի, հետևանքով պատճառած կորուստների կանխատեսման բազմաթիվ մեթոդներ [46, 63, 65, 120, 128, 160, 153]: Գոյություն ունեն ՅՄ և ԵՏՀ հետ ինտեգրված տարբեր մոդելներ՝ հողի կորստի ունիվերսալ հավասարում (ՅԿՈԼՅ) [160], մոդիֆիկացված հողի կորստի ունիվերսալ հավասարում (ՄՅԿՈԼՅ) [138], շրջակա միջավայրի մասին ինֆորմացիայի կորորդինացում (ՇՄԻԿ) [63] և այլն:

1.5. ¹³⁷Cs կիրառումը որպես հողերի էրոզիայի գնահատման ինդիկատոր

Յոդի էրոզիայի մոնիթորինգի մեջ ռադիոնուկլիդների կիրառումը հանդիսանում է արագ և տնտեսապես ձեռնտու գործիք՝ հատկապես հողի կորստի քանակական գնահատման համար [136, 141]: Յոդի էրոզիայի հետազոտություններում հողի կորստի չափը և աղբյուրը կարելի է որոշել ռադիոնուկլիդների՝ գլխավորապես գամմա ճառագայթողների, միջոցով, ինչպիսին են ⁵⁶Fe (երկաթ), ⁴⁶Sc (սկանդիում), ¹¹⁰Ag (արծաթ), ¹⁹⁸Au (ոսկի), ⁵¹Cr (քրոմ), ¹³⁴Cs (ցեզիում), ¹³⁷Cs և այլն [165]:

^{137}Cs (տրոհման կիսապարբերությունը՝ 30.2 տարի) կիրառվում է Երոզիայի ինտենսիվությունը գնահատելու համար սկսած 1970 թվականից և, ներկայումս, հանդիսանում է հողի Երոզիայի և կուտակման հետազոտություններում առավել լայնորեն կիրառվող արհեստածին ռադիոնուկլիդ: ^{137}Cs գլոբալ արտանետումները սկսվել են 1954 թվականից՝ մթնոլորտում միջուկային զենքի փորձարկումների հետևանքով և 1963 թվականին հասնելով իրենց գագաթնակետին կտրուկ նվազել են՝ միջուկային փորձարկումները արգելող միջազգային համաձայնագրի կնքումից հետո [136, 141]: Սկսած 1970 թվականից, ^{137}Cs կուտակումները եղել են շատ ցածր, չնայած Եվրոպայի և հարակից տարածքների որոշ հատվածներում ^{137}Cs հավելյալ կարճաժամկետ կուտակումներ գրանցվել են 1986 թվականին Չեռնոբիլի ԱԷԿ-ում վթարի հետևանքով [136, 141, 165]: Այդ վթարի հետևանքով ռադիոակտիվ արտանետումները հասել են նաև Յայաստան՝ հիմնականում ^{134}Cs տեսքով: Յայաստանում միջուկային զենքի փորձարկումների հետևանքով կուտակումների համեմատ, Չեռնոբիլի վթարի հետևանքով ^{137}Cs կուտակումները աննշան են [8]:

^{137}Cs արտանետումները, հասնելով երկրի մակերևույթին, արագորեն կլանվում են հողի կողմից և դառնում, ըստ էության, ոչ փոխանակային (non-exchangeable): Յետևաբար, ^{137}Cs միգրացիան հիմնականում պայմանավորված է ֆիզիկական պրոցեսներով, իսկ կենսաբանական և քիմիական պրոցեսները միգրացիայի վրա կարելի է ասել ազդեցություն չեն ունենում: Յետևաբար, ^{137}Cs հետագա վերաբաշխումը լանդշաֆտում ասոցացվում են Երոզիայի, հողի մասնիկների տեղատարման և կուտակման հետ [48, 136, 156, 165]:

Հողի Երոզիայի հետազոտումը ^{137}Cs ռադիոնուկլիդի միջոցով ունի հետևյալ առավելությունները՝ այն պահանջում է մեկանգամյա նմուշ առում, ինչպես նաև հնարավորություն է տալ իսիրականացնել հողի Երոզիայի հետահայաց գնահատում (retrospective assessment) և գնահատել հողի Երոզիայի, կուտակման և տեղատարման ինտենսիվությունը:

^{137}Cs ստացված պարունակությունների շեղումները ֆոնային պարունակության նկատմամբ հնարավորություն են տալ իսկատարել հողի տեղաբաշխման որակական գնահատում՝ այսինքն ցույց տալ

Էրոզիայի/կուտակման ընդհանուր պատկերը: ^{137}Cs միջոցով հողի Էրոզիայի և կուտակման ինտենսիվության քանակական գնահատման համար անհրաժեշտ է բացահայտել ^{137}Cs ֆոնային պարունակության նկատմամբ շեղումների և հողի կորստի կամ կուտակման միջև առկա փոխարաբերությունները [165], այսինքն բացահայտել, թե որոշակի կետերում ^{137}Cs պարունակությունները որքան են կրճատվել ^{137}Cs ֆոնային պարունակության համեմատ: Որպես ^{137}Cs ֆոնային տեղամասեր ընտրվում են գրեթե չխախտված տեղամասերը, որտեղ Էրոզիան նշանակալի չէ, ոչ էլ առկա են հողի կուտակումներ:

^{137}Cs ռադիոնուկլիդը օգտագործվում է նաև Էրոզիայի գնահատման մոդելների արդյունքների ստուգաչափման համար [115]:

1.6. Հողերի դեգրադացիայի դեմ պայքարի որոշ կենսաբանական միջոցառումները

Հողերի դեգրադացիան լուրջ բնապահպանական խնդիր է: Դեգրադացիայից խուսափելու համար անհրաժեշտ է իրականացնել հողերի կենսաբանական ակտիվության կանոնավոր մոնիտորինգ, քանի որ հողի կենսաբանական համակարգն այն զգայուն ցուցանիշն է, որն առաջինն է արձագանքում արտաքին գործոնների ազդեցությանը: Այդիսկ պատճառով չափազանց կարևոր է ժամանակին որոշել մանրէաբանական համակարգի սթրեսի գոտի անցնելու պահը և կանխել դրա անցումը ռեզիստենտության և առավել ևս ռեպրեսիայի գոտի:

Հողի կենսաբանական պրոցեսների կարգավորման գործում կարևոր և հզոր գործոններից է դրա լրացուցիչ հարստացումը օրգանական նյութերով (գոմաղբ, ծղոտ և այլն), քիմիական և կենսաբանական պարարտանյութերով:

Հայտնի է, որ ազոտային սնուցումը հողի բերրիության բարձրացման հիմնական, որոշիչ գործոնն է: Ազոտական պարարտանյութերի դերը կալիումական և ֆոսֆորական պարարտանյութերի համեմատությամբ մեծ է, քանի որ ազոտը մտնում է սպիտակուցների, նուկլեինային միացությունների, քլորոֆիլի, վիտամինների և այլ կենսաբանական կարևոր միացությունների բաղադրության մեջ, այսինքն՝ կենսականորեն անհրաժեշտ տարր է:

Ըստ տարբեր տվյալների, հող ներմուծված ազոտի մասը էլի ձևերի անմիջական օգտագործումը բույսերի կողմից տատանվում է 30-ից մինչև 70%-ի սահմաններում, որը միջին հաշվով համապատասխանում է թանկարժեք պարարտանյութերի կեսի կորստին: Հողում գտնվող ազոտային միացությունների պաշարը բավականին մեծ է: Սակայն ազոտի այդ քանակի և բույսերի կողմից յուրացվող ազոտի քանակի միջև եղած անհամապատասխանությունը պետք է վերագրել նրան, որ բույսերը հողից վերցնում են ազոտի միայն որոշ անօրգանական միացություններ: Նշանակում է՝ հողում գտնվող այդ հսկայական քանակության ազոտը բույսերի կողմից չի յուրացվում:

Ազոտական հանքային պարարտանյութերի ինտենսիվ օգտագործման դեպքում կտրուկ աճում են ազոտի դենիտրիֆիկացումը և կենսաբանական իմոբիլիզացումը (անշարժացումը): Արդյունքում նվազում է այդ պարարտանյութերի յուրացման գործակիցը, ինչը և հանգեցնում է մթնոլորտի աղտոտմանը [23, 31]:

Հողում ապրող բազմաթիվ մանրէներ չափազանց մեծ դեր են խաղում հողի ազոտային ֆոնդի օգտագործման, դրա քանակի նվազման կամ ավելացման գործում [77]:

Մինչև վերջերս համարվում էր, որ ազոտի կապումը բնորոշ է միայն մանրէների մի նեղ շրջանակի՝ *Azotobacter*, *Clostridium*, *Rizobium* ներկայացուցիչներին և կապուկանաչ բակտերիաներին (ցիանոբակտերիաներ), սակայն այժմ նման հատկություններ բացահայտվել են նաև բակտերիաների այլ կարգաբանական խմբերի ներկայացուցիչների մոտ [30, 39]:

Դեգրադացիայի խնդրի լուծման ժամանակակից մոտեցումներից է կենսատեխնոլոգիական եղանակով ստացված բազմազան ազոտֆիքսող սիմբիոտիկ (*Rhizobium*, *Bradyrhizobium* և *Mesorhizobium*) և ոչ սիմբիոտիկ (*Pseudomonas*, *Azotobacter*, *Azospirillum*, *Azomonas*) ռիզոսֆերային բակտերիաներ պարունակող պրեպարատներով հողերի հարստացումը, ինչի արդյունքում նվազում է բույսերի կախվածությունը էկոհամակարգն ապակայունացնող բացասական գործոնների նկատմամբ [155]: Այդ բակտերիաները ակտիվացնում են հողում իրականացվող կենսաբանական պրոցեսները: Մասնավորապես,

հարստացնում են հողը ազոտով, մառչելի են դարձնում բույսերի համար դժվար յուրացվող հողային ֆոսֆատները, ինչը դիտվում է որպես բույսերի նաև ֆոսֆորային սնուցման կարևոր մեխանիզմ, արտադրում են ֆիզիոլոգիապես ակտիվ նյութեր, խթանում են արմատագոյացումը, և, որպես հետևանք, բարձրացնում են հողի բերրիությունը:

Մանրէների հիման վրա ստացված կենսաբանական պրեպարատների շարքին են պատկանում «Ռիզոտորֆին», «Էկտրասոլ», ճապոնական տեխնոլոգիայով մշակված «ԷՄ», «Ռիզոցել Ց», «Ագրոֆիլ», «Ագրոֆոր», «Բիոպլանտ-Կ», «Միզոբին», «Ռիզոագրին», «Ֆլավոբակտերին» պարարտանյութերը, որոնք լայն կիրառություն են ստացել հողերի պարարտացման գործում [23, 35, 41, 84, 140]: Դրանց մշտական օգտագործումը նպաստում է ոչ միայն բույսերի աճի խթանմանը, այլ նաև հողի վերականգնմանը, բերրիության բարձրացմանը, ինչն իր հերթին ակտիվացնում է հողում իրականացվող կենսաբանական պրոցեսները և որոշ չափով կանխում հնարավոր դեգրադացիան:

Կենսաբանական պարարտանյութերի օգտագործումը, հատկապես, դեգրադաց-ված հողերի վերականգնման նախնական փուլերում, կարող է ապահովել բույսերի ավելի բարձր դիմադրողականությունն սթրեսի նկատմամբ (չորացում, հողի տեխնածին աղտոտվածությամբ) և, ըստ այդմ, մեծացնել հողերի արտադրողականությունը: Օգտագործելով կենսաբանական պրեպարատները, հնարավոր է մի քանի անգամ արագացնել հողերի ինքնամաքման և վերականգնման պրոցեսները: Համատեղելով դրանք հանքային ազոտական պարարտանյութերի հետ, կարելի է կայունացնել վերջիններիս տնտեսական և էկոլոգիապես անվտանգ չափանիշների մակարդակը:

ԳԼՈՒԽ 2. ՀԵՏԱԶՈՏՈՒ ԹՅԱՆ ՕԲՅԵԿՏԸ, ՆՅՈՒԹԵՐԸ ԵՎ ՄԵԹՈԴՆԵՐԸ

2.1. Հետազոտության օբյեկտը

Որպես հետազոտության օբյեկտ ընտրվել է Հայաստանի Հանրապետության Արագածոտնի մարզի Ներքին Սասնաշեն

գյուղական համայնքը, որը գտնվում է Արագածի հրաբխային լեռնավահանի հարավ-արևմտյան լանջին (40° 59' E, 40° 21' N) [2]՝ հյուսիսից հարավ ձգված ությամբ: Երկրաբանական կառուցվածքը ներկայացվում է հայկական հրաբխային բարձրավանդակի հրաբխային շերտերով՝ անդեզիտներ, անդեզիտաբազալտներ, բազալտներ և մասամբ տուֆ [1]:

Մթնոլորտային տեղումները հուլիս-օգոստոս ամիսներին կազմում են 25-150 մմ, օդի միջին ջերմաստիճանը հուլիս ամսին տատանվում է 10-22 °C սահմաններում: Յետազոտվող տարածքը նոյեմբերից մինչև մայիս պատված է կայուն ձնածածկույթով [3]:

2.2. Յետազոտության նյութեր և մեթոդներ

Յետազոտության տեղեկատվական ծրագրային և ապրատային ապահովումը կազմակերպվել է հետևյալ կերպ տիեզերական նկարների թվային վերծանման ժամանակ օգտագործվել է ENVI 4.8 (Exelis VIS Inc.) ծրագրային փաթեթը, իսկ վերծանման արդյունքների վերլուծությանը իրականացվել է ArcGis 10.3 ծրագրային միջավայրում իր համապատասխան ծրագրային հավելվածներով՝ 3D Analyst, Spatial Analyst, Raster Calculator և այլն (ESRI Inc.): Տվյալների վիճակագրական վերլուծությանը իրականացվել է SPSS 20 (IBM Corp. Inc.) ծրագրային փաթեթի միջոցով, իսկ տվյալների բազային ձևավորումը Microsoft Excel ծրագրով: Դաշտային աշխատանքների ժամանակ կետերի աշխարհագրական կոորդինատները գրանցվել են Garmin Oregon 650 ԳՏՀ ընդունիչի (GPS receiver) միջոցով:

Յետազոտության համար օգտագործվել են 1:25000 մասշտաբի տեղագրական քարտեզները, Ներքին Սասնաշեն համայնքի 1:10000 մասշտաբի թեմատիկ քարտեզները և QuickBird բազմասպեկտրալ տիեզերական նկարը: Աշխատանքում կիրառվել են ավանդական և ժամանակակից քարտեզագրական, հեռազննման, մաթեմատիկական, մոդելավորման, վիճակագրական, քանակական, համեմատական, վերլուծության և համադրման մեթոդներ [43, 45, 53, 60, 72, 93, 163]:

Յետազոտական աշխատանքները կատարվել են հետևյալ 3 փուլերով:

2.2.1. Առաջին՝ նախնական կամերալ փուլ

Այս փուլում իրականացվել է հետազոտության օբյեկտի վերաբերյալ տեղեկատվության հավաքագրում և QuickBird բարձր լուծաչափի տիեզերական նկարի նախնական մշակում (pre-processing): Այդ նկարի միջարք բնութագրիչները ներկայացված են աղյուսակ 1-ում: Տիեզերական նկարի նախնական մշակումը իրականացվել է համաձայն տեխնիկական ցուցումների [99]: Մթնոլորտային աղավաղումների ուղղումը իրականացվել է ENVI QUick գործիքի միջոցով:

<i>QuickBird բարձր լուծաչափի տիեզերական նկարի միջարք բնութագրիչներ</i>			<i>Աղյուսակ 1</i>
Տիեզերական նկարի ստացման տարեթիվը	Էլեկտրամագնիսական ալիքի երկարությունը (մկմ)	Սպեկտրալ տիրույթները (Band)	Տարածական լուծաչափ (մ)
03.07.2010	0,45-0,52	(1) Կապույտ	2,4
	0,52-0,6	(2) Կանաչ	
	0,63-0,69	(3) Կարմիր	
	0,76-0,9	(4) Մոտակա ինֆրակարմիր	
	0,45–0,90	Պանխրոմատիկ	

2.2.2. Երկրորդ՝ դաշտային և լաբորատոր փուլ

Դաշտային աշխատանքներն իրականացվել են համայնքի Սարիչայի, Մելքո աղբյուր (Ա տեղամաս), Բուլլումբուզ (Բ տեղամաս), Չորանոցի արոտ 1 և Չորանոցի արոտ 2 (Գ տեղամաս) գյուղամերձ արոտատեղամասերում, քանի որ հեռագնա արոտների սահմանափակ օգտագործման պարագայում անկանոն և գերբեռնված արածեցմամբ պայմանավորված հողերի դեգրադացիան ավելի վառ է արտահայտված (նկար 1):

Դաշտային աշխատանքների ժամանակ տեղամասերից յուրաքանչյուրում, ըստ հողերի դեգրադացիայի տեսանելի ինդիկատորների, առանձնացվել են դեգրադացիայի տարբերաստիճաններ ունեցող 9 տեղամասեր: QuickBird տիեզերական նկարի տեղագրական անճշտությունները (geolocational uncertainty) և շրջապատող պիքսելների ճառագայթման ազդեցություններով պայմանավորված

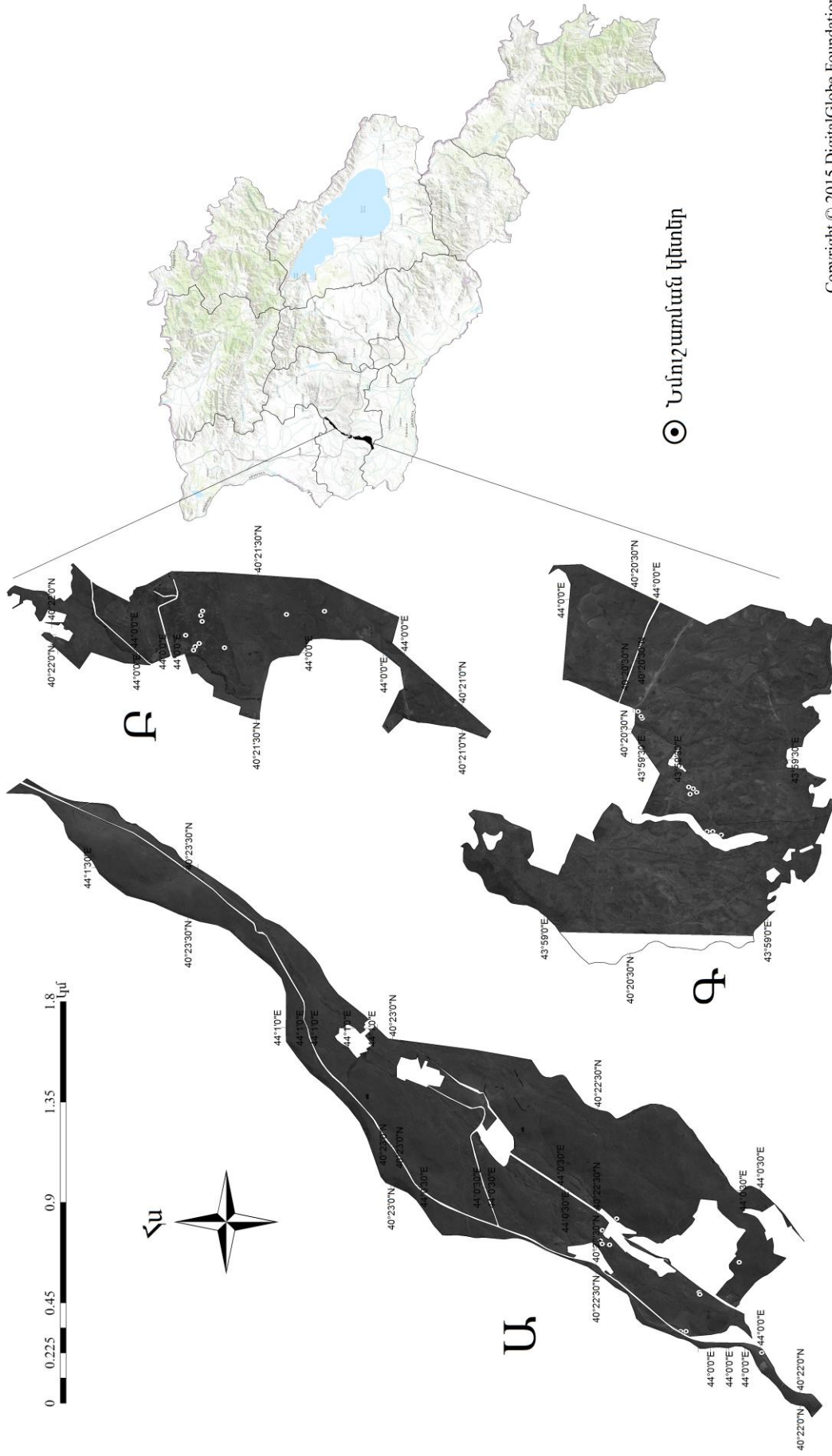
սխալները նվազեցնելու նպատակով ընտրվել են հնարավորինս հոմոգեն տեղամասեր: Յուրաքանչյուր տեղամասում միմյանցից 10-15 մ հեռավորության վրա գտնվող երեքական կետերից ձեռքի բառի օգնությամբ վերցվել են 10-15 սմ խորությամբ հողի նմուշներ: Վերցված հողի նմուշների ընդհանուր թիվը 26 է (նկար 1):

Դաշտային չափումների եղանակով ԲՄ, ՄՅՄ և ՄՔՄ որոշումը իրականացվել է 28 կետերի համար՝ ըստ համապատասխան մեթոդական ցուցումների [163]:

Նմուշառման բոլոր կետերի աշխարհագրական կոորդինատները գրանցվել են Garmin Oregon 650 ԳՏՀ ընդունիչի միջոցով (ճշտությունը ≈ 6 մ): Նմուշառման կետերի կոորդինատների հետ մեկտեղ գրանցվել են նաև նկարի վրա հեշտությամբ ճանաչվող/տարբերակվող օբյեկտների (մեծ քարեր, ճանապարհների խաչմերուկներ և այլն) կոորդինատներ, պանխրոմատիկ նկարի միջոցով նմուշառման կետերի ավելի լավ տեղորոշում ապահովելու համար:

Նմուշների նախնական մշակման և տարրալուծման աշխատանքներն իրականացվել են ՀՀ ԳԱԱ Էկոլոգանոսֆերային հետազոտությունների կենտրոնի ISO-17025 հավատարմագրված կենտրոնական անալիտիկ լաբորատորիայում, ՀՀ ԳԱԱ "Հայ կենսատեխնոլոգիա" ԳԱԿ-ի գյուղատնտեսական կենսատեխնոլոգիայի և Հայկական առումային Էլեկտրակայանի (ՀԱԷԿ) ռադիացիոն անվտանգության լաբորատորիայում:

Մակրոտարրերը որոշվել են հետևյալ մեթոդներով. Ընդհանուր ազոտը (N)՝ ըստ Պինսկիչի, ԳՕՍՍ 26107-84 և ԻՍՕ 11261:1995 [14, 32, 88], ֆոսֆորը (P)՝ ըստ Կիրսանովի, ԳՕՍՍ 26261:84 և ԻՍՕ 11263:1994 [16, 32, 89], կալիումը (K)՝ ըստ ԳՕՍՍ 26427:85 [17], ամոնիակային ազոտը (NH_4^+)՝ ըստ Արինուշկինայի և ԳՕՍՍ Ռ 53219-2008 [18], նիտրատային ազոտը (NO_3^-)՝ ըստ Մուդրիխի և Ալյոշինի [32]: Հողում հումուսի պարունակությունը որոշվել է ըստ Արինուշկինայի, ԳՕՍՍ 26.213-91 և ԻՍՕ 14.235:1998 [9, 15, 90]:



Copyright © 2015 DigitalGlobe Foundation

Նկար 1. Ներքին Սասնաբեն գյուղական համայնքի Սարի և այլ իր, Սելչքո աղբյուր (Ասեղավա), Բուլուխբուզ (Բսեղավա), Չորանցի սրտա1 և Չորանցի սրտա2 (Գսեղավա) գյուղատեղակայանները և նմուշատվան կետերը

Յետազոտվող արոտավայրերի հողերում ¹³⁷Cs պարունակությունը որոշելու նպատակով նմուշառումը իրականացվել է ըստ համապատասխան ստանդարտ օպերացիոն ընթացակարգի (UOL), որը մշակվել է հողերում ռադիոնուկլիդների որոշման IAEA-TECDOC-1415 միջազգային ստանդարտի հիման վրա [145]: Յողի նմուշները չորացվել են մինչև օդաչոր վիճակի, մանրացվել հախճապակյա հավանգում, այնուհետև մաղվել 1 մմ անցքեր ունեցող մաղով: ¹³⁷Cs-ը հողային նմուշներում որոշվել է բարձր զգայնության ցածրաֆոնային գամմա-սպեկտրաչափի (HpGe detector, Canberra) կիրառմամբ՝ GENIE-2000 ծրագրային ապահովմամբ: Նմուշները տեղավորվել են ստանդարտ Մարինելիի անոթի մեջ (ծավալը՝ 1 լ), չափման տևողությունը կազմել է 30000 վարկյան.: Որոշման սխալը < 10%-ից՝ 95% նշանակալիության մակարդակում: Լաբորատոր աշխատանքների որակի ապահովման ու վերահսկման համար կիրառվել է № IAEA-375 (International Atomic Energy Agency) ստանդարտ ռեֆերենս նյութը:

Յողի միկրոֆլորայի ուսումնասիրում

Յողի միկրոօրգանիզմների անջատումը, հիմնական հատկությունների (կուլտուրալ, մորֆոլոգիական, ֆիզիոլոգիական) բնութագրումը, ինչպես նաև, ընտրված շտամների նույնականացումը կատարվել է հայտնի մեթոդներով [21, 24, 32, 36]:

Մանրէների անջաման և աճեցման համար օգտագործվել են մսապեպտոնային ագարը (ՄՊԱ), կարտոֆիլի ագարը և հետևյալ սելեկտիվ միջավայրերը.

- օսլա-ամոնիակային՝ ակտինոմիցետների համար,
- Չապեկի՝ մանրադիտակային սնկերի համար,
- Չապեկ-Դոկսի՝ միցելիոնային սնկերի համար,
- Էշբիի, Բերկի, Ֆեդորովի՝ ազոտֆիքսող բակտերիաների համար,
- Լոբուլ՝ պալարաբակտերիաների համար [21, 36]:

Մանրէների կենսուսակ բջիջների քանակը (կուլտուրայի սիտ) 1 գ հողում որոշվել է Կոխի թասիկային եղանակով [21], իսկ աճած գաղութների թվի հաշվարկը կատարվել է ColonyStar («Funke Gerber», Գերմանիա) հաշվիչի միջոցով:

Մանրէների մորֆոլոգիական հատկությունների

ուսումնասիրման համար պատրաստվել են կենդանի՝ «սեղմված կաթիլ» և ֆիքսված պատրաստուկներ:

Շտամների ներկուումն իրականացվել է ըստ Գրամի եղանակի [21]: Պրեպարատները դիտվել են Digital Camera EC3 Leica Microsystem ($\times 10$) ծրագրային ապահովմամբ Leica DM500 trinocular ($\times 1000$) մանրադիտակով («Leica Microsystem GmbH», Գերմանիա):

Շտամների կուլտիվացումն իրականացվել է 500 մլ տարողությամբ էրլենմեյերի կուլբաներում՝ Innova 43 Shaker («New Brunswick Scientific», ԱՄՆ) թափահարիչի վրա:

Շտամի քրոմոսոմային ԴՆԹ-ի անջատումը կատարվել է բենզիլ քլորիդի եղանակով: Գենի ամպլիֆիկացումն իրականացվել է Պոլիմերային շղթայական ռեակցիայի (ՊՇՌ) եղանակով Taq-ԴՆԹ-պոլիմերազի կիրառմամբ ջերմային ցիկլում («BioRad Gene CyclerTM», Ճապոնիա) հետևյալ փուլերով՝

1. 95 °C ջերմաստիճանի պայմանում 2 րոպե տևողությամբ, 57 °C ջերմաստիճանի պայմանում 0,5 րոպե տևողությամբ, 72 °C ջերմաստիճանի պայմանում 3 րոպե տևողությամբ,
2. 95 °C ջերմաստիճանի պայմանում 0,5 րոպե տևողությամբ, 57 °C ջերմաստիճանի պայմանում 0,5 րոպե տևողությամբ, 72 °C ջերմաստիճանի պայմանում 2 րոպե տևողությամբ, 30 անգամ կրկնողությամբ:
3. 95 °C ջերմաստիճանի պայմանում 0,5 րոպե տևողությամբ, 57 °C ջերմաստիճանի պայմանում 0,5 րոպե տևողությամբ, 72 °C ջերմաստիճանի պայմանում 5 րոպե տևողությամբ [168]:

16S-ԴՆԹ-ի գենի սինթեզի համար օգտագործվել են 16S ուղիղ (5'-GAGTTTGATCCTTGGCTCAG-3') և 16S հակադարձ (5'-GAAAGGAGGTGATCCAGCC-3') պրայմերները [134]:

Վիճակագրական մշակում

Պինդ սննդամիջավայրերի վրա աճած գաղութների քանակի՝ գաղութ առաջացնող միավորի (ԳԱՄ) վիճակագրական մշակումն իրականացվել է Microsoft Office Excel 2007 ծրագրային փաթեթի միջոցով՝ ըստ համապատասխան ցուցումների [10, 28, 64]: Արդյունքների հավաստիությունը գնահատվել է հետևյալ բանաձևով՝

$$I_{95} = 2 \sqrt{\frac{\bar{N}}{n}} = \frac{2\sqrt{T}}{n}$$

որտեղ՝ n - որոշումների քանակ, T - բոլոր հետազոտված արեպարատներում մանրէների կամ գաղութների ընդհանուր քանակը, \bar{N} - մանրէների կամ գաղութների միջին քանակը ($\bar{N}=T/n$) (ենթադրվում է, որ բոլոր արեպարատները պատրաստված են մեկ կուլտուրայի միևնույն նոսրացումից):

2.2.3. Երրորդ՝ կամերալ փուլ

ԲՄ, ՍՔՄ և ՄՅՄ որոշվում

ԲՄ, ՍՔՄ և ՄՅՄ որոշվել են երկու մեթոդով՝ դաշտային չափումներ և հեռազննման մեթոդներ:

Դաշտային չափումների ժամանակ կատարված լուսանկարները կամերալ պայմաններում ենթարկվել են վիզուալ վերլուծության: Յուրաքանչյուր վանդակում հաշվարկելով բույս, հող, քար մակերեսները և արդյունքները գումարելով ստացվել են տվյալ տեղամասի փաստացի ԲՄ, ՍՔՄ և ՄՅՄ:

QuickBird բազմասպեկտրալ տիեզերական նկարից ԲՄ, ՄՅՄ և ՍՔՄ ստանալու համար կիրառվել է ԳՄԲ և ՆՏԲԻ-ՍԽՎ մեթոդները:

ՆՏԲԻ որոշվում է հետևյալ բանաձևով՝

$$N_{\text{ՏԲԻ}} = \frac{U_{\text{ԻԿ}} - Կ}{U_{\text{ԻԿ}} + Կ} \quad (1)$$

որտեղ՝ ՄԻԿ - մոտակա ինֆրակարմիր տիրույթում սպեկտրալ անդրադարձման արժեքն է,

Կ - կարմիր տիրույթում սպեկտրալ անդրադարձման արժեքն է:

Չամաձայն այս բանաձևի, բուսականության խտությունը նկարի որոշակի կետում հավասար է կարմիր և ինֆրակարմիր տիրույթներում լույսի անդրադարձման ինտենսիվությունների տարբերությանը բաժանած դրանց ինտենսիվությունների գումարին:

ՆՏԲԻ-ՍԽՎ մոդելը իրենից ներկայացնում է հետևյալ պարզ հավասարումը [94, 154, 161, 163]

$$\mathcal{L}SF\mathcal{F} = f * \mathcal{L}SF\mathcal{F}_F + (1 - f) * \mathcal{L}SF\mathcal{F}_h \Rightarrow f = \frac{\mathcal{L}SF\mathcal{F} - \mathcal{L}SF\mathcal{F}_h}{\mathcal{L}SF\mathcal{F}_F - \mathcal{L}SF\mathcal{F}_h} \quad (2)$$

որտեղ՝ f – խառնակազմ պիքսելում բուսածածկ մասնաբաժինն է (FU),

$\mathcal{L}SF\mathcal{F}$ – խառնակազմ պիքսելի $\mathcal{L}SF\mathcal{F}$ -ն է,

$\mathcal{L}SF\mathcal{F}_F$ – բուսականության $\mathcal{L}SF\mathcal{F}$,

$\mathcal{L}SF\mathcal{F}_h$ – մերկ հողի $\mathcal{L}SF\mathcal{F}$:

Գլոբալ հետազոտություններում, որտեղ օգտագործվում են շատ ցածր տարածական լուծաչափ ունեցող տվյալներ, առաջարկվում է $\mathcal{L}SF\mathcal{F}_h$ և $\mathcal{L}SF\mathcal{F}_F$ համապատասխանաբար հետևյալ արժեքները՝ 0.04 ± 0.03 և 0.52 ± 0.03 , որոնք համապատասխանում են անապատների և մշտադալար տարածքների կլաստերների նվազագույն և առավելագույն արժեքներին: Գրականության մեջ որպես $\mathcal{L}SF\mathcal{F}_F$ ընդունվում են 100% բուսածածկ ունեցող, իսկ որպես $\mathcal{L}SF\mathcal{F}_h$ ՝ 0% բուսածածկ ունեցող տարածքները [68, 82]: Սակայն, քանի որ հետազոտվող տարածքը բնութագրվում է զգալի քարքարոտությամբ, ապահնարավոր է, որ 0% բուսածածկ ունեցող տարածքները համապատասխանեն ոչ թե 100% հողածածկին, այլ՝ քարքարոտ տարածքներին: Այդ իսկ պատճառով $\mathcal{L}SF\mathcal{F}_F$ և $\mathcal{L}SF\mathcal{F}_h$ որոշելու համար մեր կողմից Ա, Բ և Գ տեղամասերից յուրաքանչյուրի համար ընտրվել են 100% բուսածածկով և 100% հողով ծածկված մի շարք պիքսելներ և հաշվարկվել նրանց միջին արժեքները, ինչն էլ ընդունվել է, որպես $\mathcal{L}SF\mathcal{F}_F$ և $\mathcal{L}SF\mathcal{F}_h$:

ԳՄԲ ընդհանուր տեսքն է [66, 161, 163]՝

$$R_k = \sum_{i=1}^M f_i r_{i,k} + e_k \quad (3)$$

որտեղ՝ R_k - յուրաքանչյուր k սպեկտրալ տիրույթի անդրադարձումն է,

M – էնդմեմբրների քանակն է,

f_i – i -րդ էնդմեմբրի մասնաբաժինն է,

$r_{i,k}$ – k -րդ տիրույթում i -իդ էնդմեմբրների անդրադարձումն է,

e_k – k -րդ տիրույթի սխալ :

Մոդելի ճշտությանը սովորաբար գնահատվում է օգտագործելով միջին քառակուսային շեղումը (ՄՔՇ) (root mean square error (RMSE))`

$$RMSE = \left(\sum_{k=1}^N (e_k)^2 / N \right)^{1/2} \quad (4)$$

որտեղ` N – տիրույթների քանակն է,

e_k – սխալ k -րդ տիրույթում ($k = 1, 2, \dots, N$):

ԳՄԲ մեթոդում գոյություն ունեն երկու սահմանափակումներ:

$$\sum_{i=1}^M f_i = 1, \quad 0 \leq f_i \leq 1$$

Առաջին` ստացված էնդամեմբրների գումարը պետք է հավասար լինի մեկի: Երկրորդ` էնդամեմբրների արժեքները պետք է գտնվեն 0 - 1 տիրույթում: Այս տիրույթից դուրս արժեքները մաթեմատիկորեն հնարավոր են, սակայն ֆիզիկայի տեսանկյունից անիմաստ [66, 133, 151, 161, 163]: Այս աշխատանքում օգտագործվել է միայն առաջին սահմանափակումը:

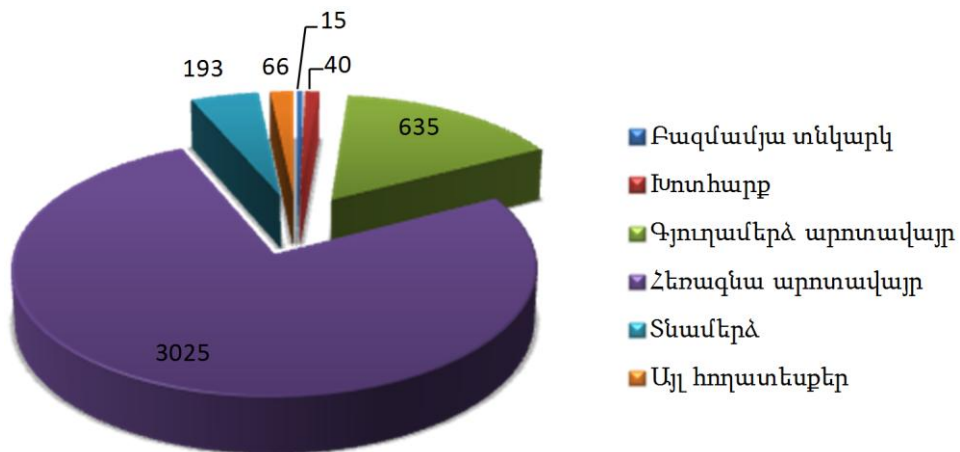
Օգտագործվել է էնդամեմբրների ստացման ամենատարածված Բոառդմանի առաջարկած մեթոդը, որը ներառված է ENVI ծրագրային փաթեթում [54, 152]: Այս մեթոդում տիեզերական նկարը ենթարկվում է ԱՆՄ տրանսֆորմացիայի, այնուհետև կիրառվում է ՊՄԻ ալգորիթմը, ինչի արդյունքում հայտնաբերվում են նկարում առկա «ամենամաքուր» պիքսելները (պոտենցիալ էնդամեմբրներ): Մեթոդի վերջին փուլում մասնագետների կողմից պոտենցիալ էնդամեմբրներից ընտրվում են իրական էնդամեմբրները [77, 133, 152]:

ՀՄ ստացված ԲՄ, ՄՀՄ և ՄՔՄ ճշտությանը գնահատվել է օգտագործելով գծային ռեգրեսիայի մեթոդը:

**ԳԼՈՒԽ 3. ՀԵՌԱՁՆՆՄԱՆ ՄԵԹՈԴՆԵՐՈՎ ԱՐՈՏԱԿԱՅՐԵՐԻ ՄԱՐԴԱՃԻՆ
ԴԵԳՐԱԴԱՑԻԱՅԻ ԳԼԱՅ ԱՏՄԱՆ, ՎԵՐՃԱՆՄԱՆ ՀԱՅՏԱՆԻՇՆԵՐԻ ՄՇԱԿՈՒՄ ԵՎ
ՔԱՐՏԵԶԱԳՐՈՒՄ**

3.1. Դեգրադացված տարածքների հայ տնաքերում ըստ դեգրադացիայի տեսանկյունի ինդիկատորների: ԲՄ, ՄՐՄ և ՄՔՄ որոշում

Ըստ 2011 թվականի մարդահամարի արդյունքների համայնքի մշտական բնակչության թիվը կազմում է 904 բնակիչ և 331 տնային տնտեսություն [4]: Համայնքի տրամադրության տակ գտնվում է 4161 հատարքեր նշանակության տարածքներ, որոնցից 3660 հատարքներ (նկար 2): Առկա է 900 գլուխ խոշոր եղջերավոր անասունների Կովկասյան գորշ և 4475 գլուխ ոչ խարների Բալբաս կիսակոպտաբուրդ ցեղատեսակները [2]:



Նկար 2. Ներքին Սասնաքեն համայնքի գյուղատնտեսական հողատեսքերը (հա)

Դաշտային աշխատանքների ժամանակ ըստ հողերի դեգրադացիայի տեսանկյունի ինդիկատորների (արյունակ 2) առանձնացվել են հողերի դեգրադացիայի երեք աստիճաններ՝ I թույլ /չկա, II՝ միջին, III՝ ուժեղ:

Դեգրադացիայի I աստիճանի տարածքները գրեթե ամբողջությամբ պատված են խիտ բուսածածկով (կենդանիների արածեցման և տեղաշարժի հետևանքով տեղ-տեղ տրոհված), մերկ հողերը քիչ են հանդիպում, Էրոզիան բացակայում է:

Դեգրադացիայի II աստիճանի տարածքներում գերազանցման և կենդանիների տեղաշարժի հետևանքով բուսածածկը խախտված է, մեծ մաս են կազմում մերկ հողերը, նկատվում են մակերևույթի խոացումներ: Այս ամենի հետևանքով աստիճանաբար սկսում են զարգանալ Էրոզիայի պրոցեսները:

Արյունակ 2

**Դեգրադացիայի գնահատման տեսանկյունից ինդիկատորներ
Սահմանում**

Ինդիկատորներ	Սահմանում
Բուսածածկ (ԲՄ)	Յուրաքանչյուր պիքսելում բույսերի զբաղեցրած մակերես:
Մերկ հողեր	Հողեր, որոնք պատված չեն բույսերով, քարերով և տվյալ տեղանքին բնորոշ այլ ծածկույթներով (արտահայտվում է ՄՅՄ միջոցով):
Քարերի մերկացումներ (rock exposure)	Առաջանում է այն ժամանակ, երբ քարերը ծածկող հողի շերտը հեռացվում է քամու և ջրի էրոզիայի հետևանքով:
Հողի խտացում	Կենդանիների սմբակների և գյուղատնտեսական անընդհատ ազդեցության հետևանքով հողի ծակոտկենության փոքրացում և հողային շերտի խտացում:
Հողի վերին շերտի փոշիացում	Տեղի է ունենում հողի կառուցվածքային դեգրադացիա. հողի վերին մի քանի սանտիմետր հաստությամբ շերտը վերածվում է փոշիացված կառուցվածքազուրկ մանրահողի:



Նկար 3. Դաշտային աշխատանքների ժամանակ դեգրադացիայի տարբեր աստիճաններ ունեցող տեղամասերում ԲՄ, ՄՅՄ և ՄՔՄ որոշում

Դեգրադացիայի III աստճանի տարածքներում կենդանիների անընդհատ տեղաշարժի, գերարածեցման և գրունտային ճանապարհների առկայության հետևանքով բուսածածկը գրեթե ամբողջությամբ ոչնչացված է, մակերևույթը պատված է փոշիացված

կառուցվածքագուրկ մանրահողով, առկա են ինտենսիվ էրոզիայի հետևանքով առաջացած քարերի մերկացումներ:

Դեգրադացիայի տարբեր աստիճաններ ունեցող տեղամասերում ԲՄ, ՄՅՄ և ՄՔՄ հաշվարկելու համար 1 մ² մակերեսով, 10x10 հավասար վանդակներից կազմված ցանցը դրվել է երկրի մակերևույթին և ուղղահայաց լուսանկարահանվել (նկար 3):

Այնուհետև, կամերալ պայմաններում այդ նկարներից վիզուալ գնահատմամբ հաշվարկվել են ԲՄ, ՄՅՄ և ՄՔՄ մակերեսները (աղյուսակ 3):

3.2. ԳՍԲ մեթոդով արոտավայրերի դեգրադացիայի գնահատման ինդիկատորների՝ ԲՄ, ՄՅՄ, ՄՔՄ ստացում և ստուգում

3.2.1. Էնդամեթրների ընտրություն

Էնդամեթրների ընտրությունը կատարվել է անմիջապես տիեզերական նկարից՝ երեք փուլով: Նախ QuickBird տիեզերական նկարը ենթարկվել է ԱՆՄ տրանսֆորմացիայի, այնուհետև կիրառվել է ՊՄԻ ալգորիթմը, ինչի արդյունքում հայտնաբերվել են նկարում առկա «ամենամաքուր» պիքսելները (պոտենցիալ էնդամեթրներ): Իսկ վերջին փուլում պոտենցիալ էնդամեթրներից ընտրվել են վերջնական էնդամեթրները:

ԱՆՄ տրանսֆորմացիան հանդիսանում է գլխավոր բաղադրիչների սովորական մեթոդի մոդիֆիկացիան և թույլ է տալիս անջատել տվյալներում առկա աղմուկը, որոշել տվյալների բնորոշ չափականությունը, նվազեցնել տիեզերական նկարների հետագամշակման համար անհրաժեշտ հաշվողական միջոցները [43, 80, 111]: ԱՆՄ տրանսֆորմացիայի օգտագործումը կարող է բարելավել նկարի որակը [67]: Ընդհանուր առմամբ, այն տվյալները պարզեցնելու միջոց է:

ՊՄԻ ալգորիթմը հնարավորություն է տալիս հայտնաբերել տիեզերական նկարում առկա ամենամաքուր պիքսելները՝ էնդամեթրները, որոնք համապատասխանում են մաքուր սպեկտր ունեցող պիքսելներին: ԱՆՄ-ՊՄԻ օգտագործման առավելությունը կայանում է նրանում, որ այն տարանջատում է «մաքուր» պիքսելները առավել խառնակազմ պիքսելներից, այդպիսով

Նվազեցնելով վերլուծվող աիբսելների քանակը և հեշտացնելով
Էնդամերների հայտնաբերումը [58, 59, 67]:

Աղյուսակ 3
ԲՆ, ԱՐԱ, ԱՔԱՅԱ և դաբ տայի ինչ ավել մեներով որոշված արժեքները, հողերում մայրոտարների և հումուսի
պարունակության ցուցանիշները

ՓՔՄ*	ԲՍ	ՓՐՍ*	ԱՐԱ	ՓԱՔՄ*	ԱՔԱ	ԱՍԲԻ	ԲՍ (ԱՍԲԻ- ՄԻՎ)	Ընդ. N, մգ/100գ.	P ₂ O ₅ , մգ/100գ.	P, մգ/100գ.	N-NH ₄ ⁺ , մգ/100գ.	N-NO ₃ ⁻ , մգ/100գ.	K, Հումուս, %	
2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
0,362	0,133	0,636	0,465	0,002	0,402	0,275	0,185	752,72	750,0	327,00	9,00	20,76	750,0	3,0
0,364	0,120	0,633	0,273	0,003	0,607	0,302	0,234	807,04	750,0	327,00	8,25	29,12	725,0	4,7
0,424	0,156	0,470	0,410	0,106	0,434	0,292	0,215	752,72	825,0	359,70	9,90	30,89	520,0	2,7
0,454	0,286	0,493	0,169	0,053	0,544	0,394	0,400	807,04	788,0	343,57	7,60	9,12	610,0	5,2
0,451	0,171	0,320	0,906	0,229	0,030	0,248	0,136	713,92	750,0	327,00	8,70	13,47	500,0	2,5
0,808	0,481	0,187	0,065	0,005	0,454	0,494	0,582	752,72	899,0	391,96	8,25	7,28	680,0	4,1
0,923	0,116	0,077	0,065	0,000	0,819	0,350	0,321	799,28	900,0	392,40	8,63	8,37	570,0	7,3
0,991	0,205	0,009	0,048	0,000	0,746	0,388	0,389	791,52	975,0	425,10	9,00	14,20	730,0	9,2
0,947	0,128	0,045	0,023	0,008	0,866	0,368	0,354	752,72	825,0	359,70	9,70	7,46	740,0	7,3
0,329	0,009	0,540	0,054	0,131	0,940	0,302	0,234	-	-	-	-	-	-	5,1
0,039	0,201	0,958	0,470	0,003	0,329	0,300	0,229	791,52	900,0	392,40	7,60	12,74	840,0	5,3
0,991	0,949	0,009	0,060	0,000	0,021	0,617	0,814	869,12	938,0	408,97	8,63	33,49	844,0	9,2
0,966	0,969	0,034	0,069	0,000	0,028	0,638	0,855	900,16	805,0	350,98	6,11	34,95	510,0	9,5
0,888	0,984	0,110	0,111	0,002	0,023	0,662	0,899	675,12	590,0	257,24	5,82	39,32	560,0	6,0
0,732	0,678	0,051	0,007	0,217	0,329	0,529	0,647	791,52	574,0	250,26	6,11	72,80	650,0	5,2
0,505	0,682	0,479	0,003	0,016	0,318	0,523	0,636	822,56	668,0	291,25	6,79	43,69	720,0	6,0
0,849	0,734	0,150	0,007	0,001	0,268	0,549	0,686	814,80	574,0	250,26	7,28	80,09	660,0	9,2
0,694	0,188	0,117	0,070	0,189	0,742	0,303	0,221	-	-	-	-	-	-	7,5
0,567	0,367	0,037	0,123	0,396	0,510	0,371	0,350	-	-	-	-	-	-	-
0,666	0,248	0,182	0,247	0,152	0,505	0,301	0,280	721,68	590,0	257,24	7,08	9,47	640,0	5,2

Աղյուսակ 3

3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
0,242	0,320	0,252	0,124	0,506	0,298	0,273	737,20	675,0	294,30	6,79	7,64	750,0	4,7
0,273	0,365	0,225	0,073	0,502	0,315	0,305	760,48	675,0	294,30	9,70	10,19	550,0	5,2
0,208	0,264	0,126	0,101	0,665	0,322	0,317	791,52	649,0	282,96	8,70	12,01	670,0	5,3
0,280	0,133	0,128	0,105	0,592	0,352	0,372	869,12	675,0	294,30	8,25	14,93	560,0	4,7
0,270	0,205	0,119	0,163	0,612	0,357	0,380	721,68	520,0	226,72	9,80	9,47	670,0	5,7
0,143	0,365	0,312	0,383	0,545	0,245	0,180	822,56	668,0	291,25	10,60	12,01	400,0	4,0
0,127	0,368	0,347	0,483	0,526	0,231	0,154	900,16	708,0	308,69	10,70	26,21	394,0	4,0
0,262	0,341	0,386	0,028	0,352	0,284	0,248	876,88	641,0	279,48	9,70	10,92	420,0	3,3

* - Դաջ տայ ինչ ակտու մներ ի եղանակով որոշված փաստացի բւ, սրսւ և սբս:

№

1

Ա-1

Ա-2

Ա-3

Ա-4

Ա-5

Ա-6

Ա-7

Ա-8

Ա-9

Ա-10

Ա-11

Բ-1

Բ-2

Բ-3

Բ-4

Բ-5

Բ-6

Բ-7

Բ-8

Գ-1

1	2
Q-2	0,556
Q-3	0,562
Q-4	0,635
Q-5	0,762
Q-6	0,632
Q-7	0,252
Q-8	0,149
Q-9	0,631

Ամենաբարձր ՊՄԻ արժեք ունեցող պիքսելների սպեկտրալ կորերը համեմատելով սպեկտրալ տվյալների գրադարանների սպեկտրալ կորերի հետ, ինչպես նաև վերլուծելով բարձր լուծաչափի QuickBird պանխրոմատիկ և GoogleEarth տիեզերական նկարները ու դաշտային հետազոտությունների տվյալները ընտրվել են պոտենցիալ էնդոմեմբրները: Սակայն, պոտենցիալ էնդոմեմբրները ամբողջությամբ միանման չեն (ներենդոմեմբրային փոփոխականություն): Օրինակ, բույսերի սպեկտրալ անդրադարձման արժեքները՝ պայմանավորված բուսածածկի անհամասեռությամբ, միմյանցից որոշակիորեն տարբերվում են (հատկապես ՄԿ տիրույթում): Հողերի դեպքում՝ դեգրադացիայի տարբեր աստիճանները, նույնպես կարող են ազդել նրանց սպեկտրալ անդրադարձման արժեքների վրա: Այսպիսի դեպքերում, մեկ էնդոմեմբրի օգտագործումը կարող է բերել ԲՄ գերազնահատմանը կամ թերազնահատմանը [161]: Իդեալական տարբերակում յուրաքանչյուր բուսատեսակ կամ դեգրադացված տեղամաս պետք է ներկայացվի առանձին էնդոմեմբրով, ինչը մեր դեպքում հնարավոր չէ QuickBird տիեզերական նկարի փոքր սպեկտրալ լուծաչափի պատճառով: Այս հետազոտության մեջ ներկայացված են փորձերի և սխալների մեթոդով ԳՄԲ արդյունքում լավագույն արդյունք ապահոված էնդոմեմբրները:

Ինչպես նշվեց ՄԲ ժամանակ օգտագործվող էնդոմեմբրների քանակը պայմանավորված է տիեզերական նկարի չափականությամբ [161]: Մեր դեպքում, տիեզերական նկարի երեք տեսանելի տիրույթների միջև կոռելյացիայի գործակիցը 0.98 է (աղյուսակ 4), ինչը վկայում է այն մասին, որ նկարի չափականությունը, այնքան բարձր չէ, ինչպես ենթադրվում էր սպեկտրալ լուծաչափից: Հետևաբար, հաշվի առնելով այս հանգամանքը և այն, որ էնդոմեմբրների քանակը չպետք է գերազանցի տիեզերական նկարի սպեկտրալ տիրույթների քանակին [94], կարելի է եզրակացնել որ մեր հետազոտության համար էնդոմեմբրների օպտիմալ քանակը երեքն է:

Աղյուսակ 4

Shtetirական նկարի սպեկտրալ տիրույթների միջև առկա կոռելյացիայի գործակիցները

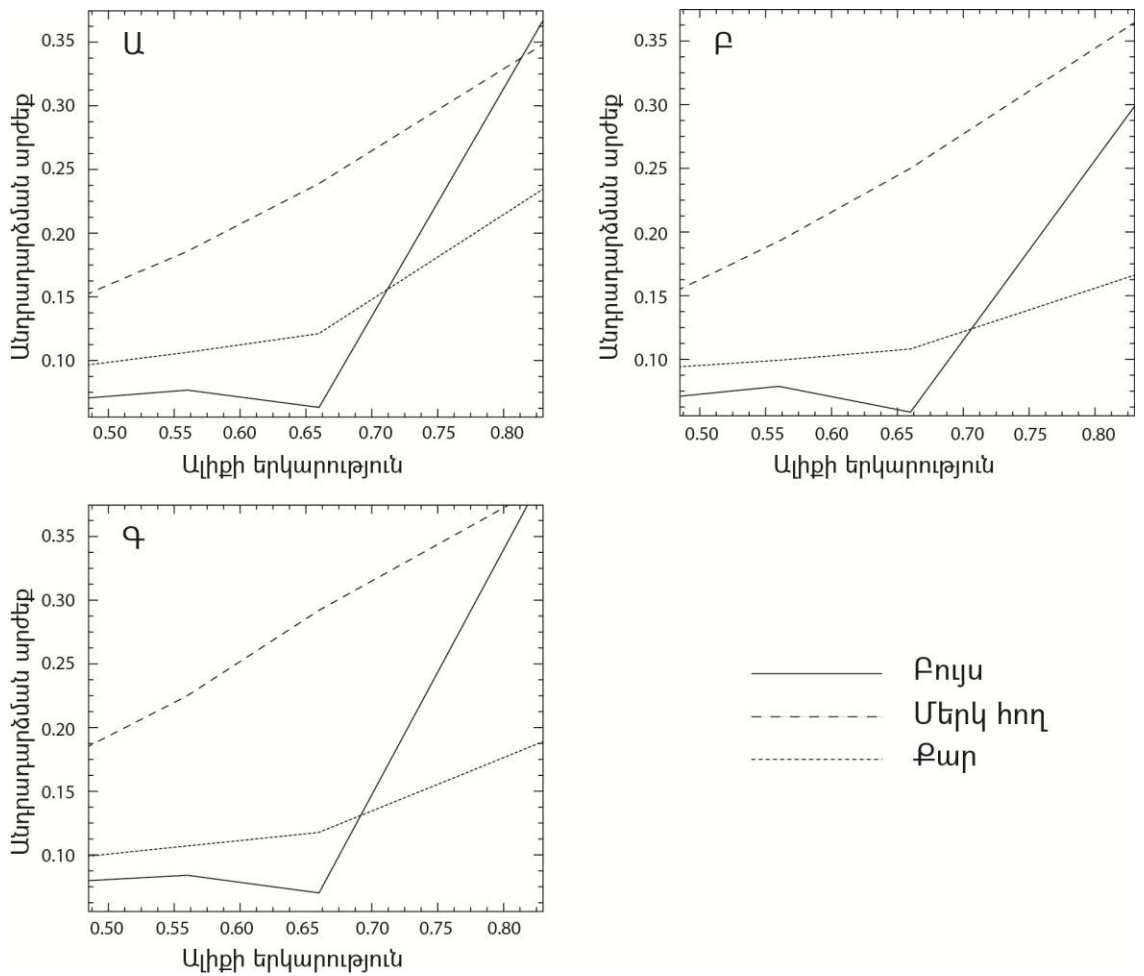
Band 1 Band 2 Band 3 Band 4

Band 1	1,00	-	-	-
Band 2	0,98	1,00	-	-
Band 3	0,98	0,98	1,00	-
Band 4	0,76	0,75	0,70	1,00

Այս պիսով, հետազոտվող Ա, Բ և Գ տեղամասերից յուրաքանչյուրի համար առանձնացվել են երեք էնդեմերներ՝ բույս, հող և քար (սկար 4): Վերջիններս, մասնավորապես քարերի էնդեմերները, համապատասխանում են քարակույտերին և ժայռերին, հողի էնդեմերները՝ գրունտային ճանապարհներին և այլ բուսազուրկ, դեգրադացված տեղամասերին, իսկ բույսերը՝ բուսականությամբ հարուստ տարածքներին:

Տեսանելի ԻԿ տիրույթում բույսերի սպեկտրալ կորը կարելի է բաժանել երեք ինտերվալների [118]՝

- 0,4-0,7 մկմ տիրույթ, որը բնութագրվում է շատ ցածր անդրադարձման արժեքներով,
- 0,7-1,3 մկմ տիրույթ, որը բնութագրվում է շատ ցածր կլանմամբ և բարձր անդրադարձմամբ,
- 1,3-2,6 մկմ տիրույթ, որը բնութագրվում է հստակ արտացոլված մինիմումներով:



Նկար 4. Ընտրված էնդամերների միջինացված սպեկտրալ կորերը Ա, Բ և Գ տեղամասերի համար

Տեսանելի տիրույթում շատ ցածր անդրադարձման արժեքները պայմանավորված են քլորոֆիլի կողմից կապույտ (0,45-0,52 մկմ) և կարմիր (0,63-0,69 մկմ) տիրույթներում ճառագայթման ինտենսիվ կլանմամբ՝ ֆոտոսինթեզում օգտագործելու նպատակով:

Ինչպես երևում է նկարից, կանաչ տիրույթում (0,52-0,6 մկմ) բույսերը ճառագայթումը ավելի շատ անդրադարձնում են քան կլանում, ինչով և բացատրվում է այն փաստը, որ բույսերը մարդու կողմից ընկալվում են կանաչ գույնով: ՄԻԿ տիրույթում (0,76-0,9 մկմ) անդրադարձումը պայմանավորված չէ բույսի պիգմենտներով: ճառագայթումը անցնելով տերևի վերին էպիդերմիսից ցրվում է մեզոֆիլ հյուսվածքների և խոռոչների կողմից: Ցրված ճառագայթման շատ փոքր մասն է կլանվում, մոտ 60% անդրադառնում է, ինչի հետևանքով էլ այդ տիրույթում սպեկտրալ արժեքները մեծանում են (նկար 4) [60, 162]:

Չե տազոտվող տարածքում հողերի էնդամերները բուրրը

գտնվում են լեռնային սևահողերի գոտում: Սևահողերը բնութագրվում են փոքր թեթույուն և ցածր անդրադարձման արժեքներ ունեցող սպեկտրալ կորերով, ինչը պայմանավորված է օրգանական նյութերի բարձր պարունակությամբ [118]: Նկար 4-ից երևում է, որ հողերի էնդոմեթրները բնութագրվում են կարծից դեպի երկար ալիքներ գրեթե մոնոտոն աճող և համեմատաբար բարձր անդրադարձման արժեքներ ունեցող սպեկտրալ կորերով, ինչը կարող է պայմանավորված լինել այն հանգամանքով, որ ընտրված էնդոմեթրները համապատասխանում են դեգրադացված տեղամասերին (հիմնականում դաշտամիջյան ճանապարհներ իրենց հարակից տարածքներով):

Միևնույն ժամանակ, միներալների և քարերի դեպքում սպեկտրալ կորերի առնաձևահատկությունները տեսանելի և ՄԻԿ տիրույթներում խիստ բազմազան են ու պայմանավորված են բազմաթիվ տարաբնույթ պրոցեսներով՝ կազմությու, չափս և այլն [62, 87]:

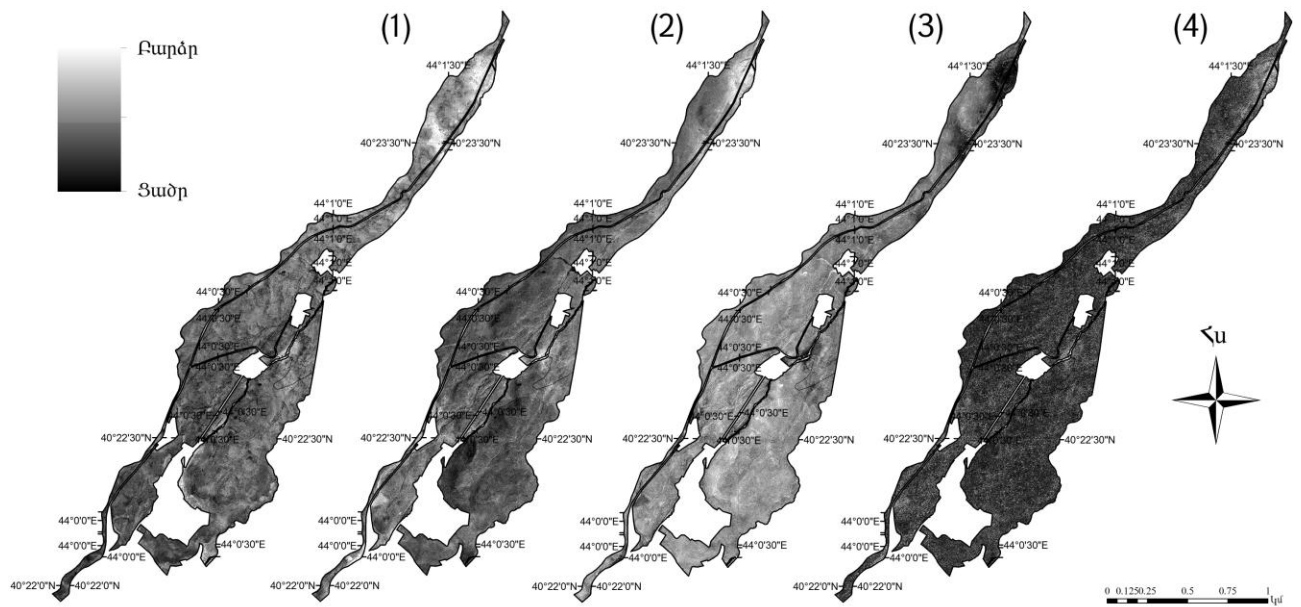
3.2.2. Տիեզերական նկարի գծային սպեկտրալ վերլուծություն

ԳՍԲ կիրառմամբ հողերի դեգրադացիայի գնահատման հետազոտությունները մեծապես խրախուսեցին և կիսաչոր միջավայրերում [83, 98, 113], որտեղ բուսականությունը, հողը և քարերը բնութագրվում են հստակ և միմյանցից զանազանվող անդրադարձման արժեքներով: Այդ պատճառով, հողերի էրոզիայի վերլուծությունը հիմնականում հիմնված է ըստ հողի առնաձևահատկությունների (օրգանական նյութերի, երկաթի օքսիդների, կալային միներալների և կարբոնատների քանակություն) սպեկտրի նկարագրման վրա: Ի տարբերություն կիսաչոր միջավայրերի, հետազոտվող տարածքը բնութագրվում է տարածականորեն բարդ և հետերոգեն կենսատերակաֆիզիկական կառուցվածքով, որտեղ մերկ հողերով ընդարձակ տարածքներ հազվադեպ են հանդիպում: Այստեղ դեգրադացիայի գնահատման համար հիմնական դժվարություն է համարվում կարևոր պարամետրերի (մերկ հողեր, բույսեր և քարեր) քարտեզագրումը, քանի որ դրանք տատանվում են փոքր մասշտաբներում, ինչը

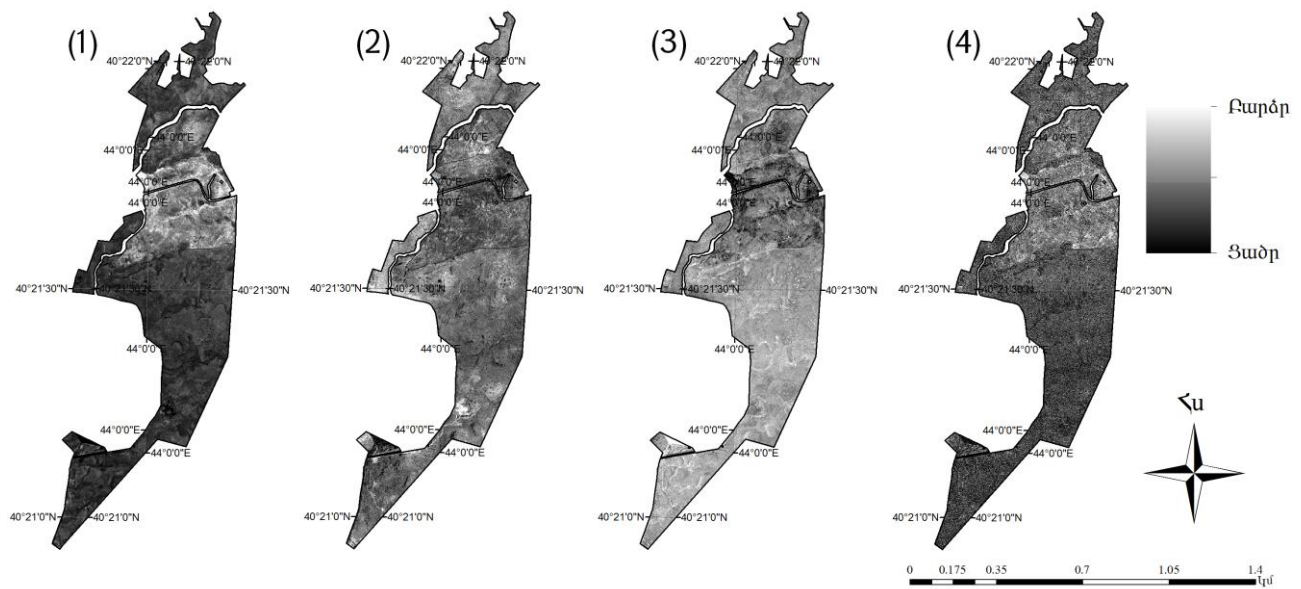
բարդացնում է նրանց քարտեզագրումը: Յոդերի դեգրադացիայի քարտեզագրման համար առաջարկվել են տարբեր մոտեցումներ՝ անմիջական վիզուալ մեկնաբանություն, տիեզերական նկարների դասակարգում և սպեկտրալ ինդեքսներ, բայց, քանի որ այս մեթոդները հիմնվում են պիքսելի՝ որպես ամենափոքր միավորի վրա, դրանք չեն կարող արտացոլել մակերևույթի բաղադրիչների իրական մասնաբաժինները: ԳՍԲ կիրառումը համարվում է ավելի նպատակահարմար, քանի որ այն հնարավորություն է տալիս հայտնաբերել մերկ հողերով տեղամասերը և որոշել ԲՄ, ինչը անհնար է նկարների սովորական վերծանման (դասակարգման) միջոցով [67]:

QuickBird տիեզերական նկարի ԳՍԲ միջոցով ստացված ԲՄ, ՄՅՄ և ՄՔՄ քարտեզները և ՄՔԾ-ը պատկերված են նկար 5, 6, 7-ում: Նկարներում բաց գույնավորմամբ պիքսելները համապատասխանում են էնդեմեֆրի բարձր արժեքների, իսկ մուգ պիքսելները՝ ցածր արժեքների: Յամաձայն այդ արժեքների, հետզոտվող տարածքում բարձրադիր գոտիներից դեպի ցածրադիր գոտիներ նկատվում է բուսականության նվազում: Վերջինս պայմանավորված է տարածքի ֆիզիկաաշխարհագրական առանձնահատկություններով, լանդշաֆտային գոտիների հերթափոխով: Ուշագրավ է Բ տեղամասի մի հատվածը, որը հստակ առանձնանում է բուսականության բարձր մակարդակով պայմանավորված բնական և մարդածին գործոններով: Տեղանքը արևմտյան դիրքադրության է և իրենից ներկայացնում է գետային ողողատ: Բացի այդ, նշված տարածքում իրականացվել են հողաբարելավման աշխատանքներ:

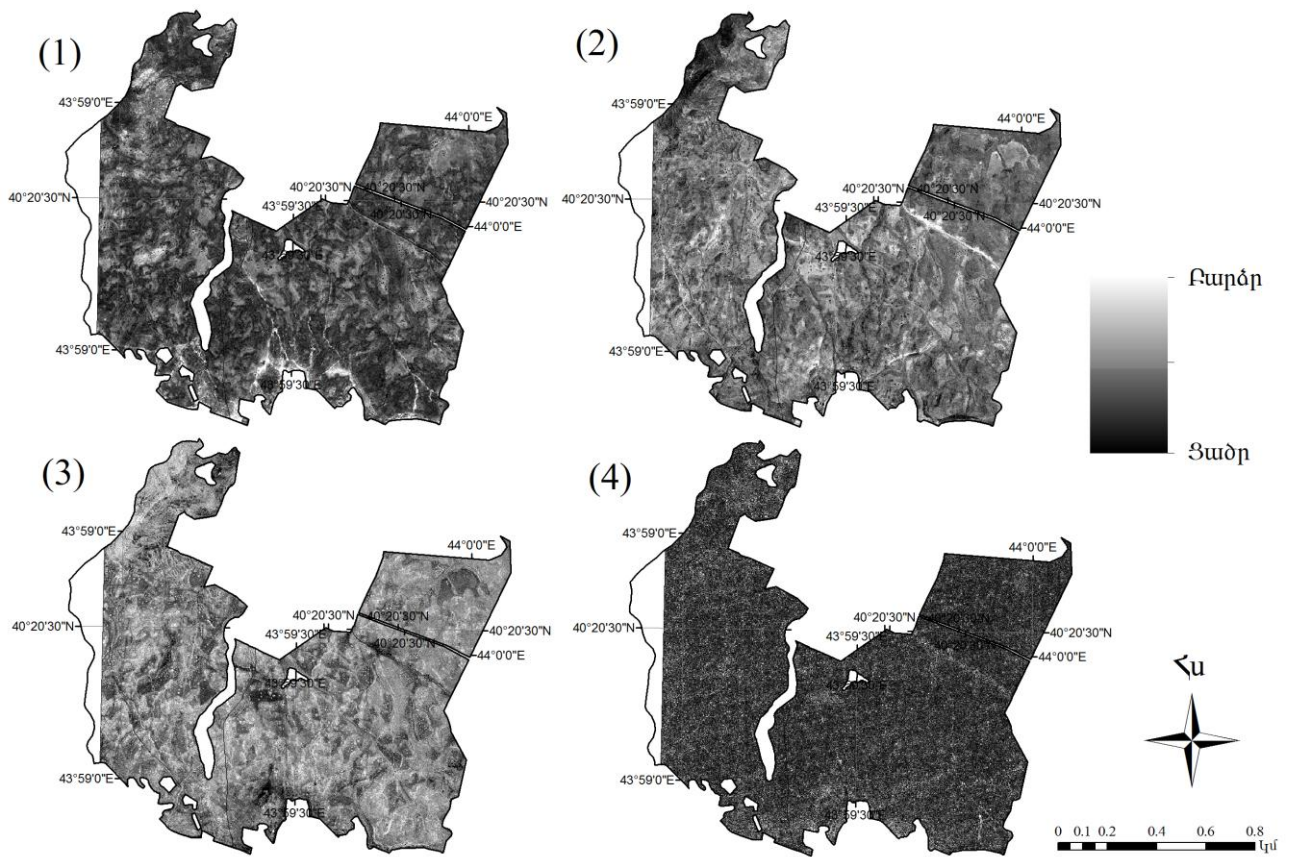
Մերկ հողերի բարձր արժեքները գրանցվել են գերաբաժեցման և այլ մարդածին ազդեցությունների հետևանքով դեգրադացված տեղամասերում (դաշտամիջյան ճանապարհների, անասնագոմերի և խմոցների հարակից տարածքներ և այլն):



Նկար 5. Ա տեղամասի 90F մեթոդով ստացված (1) ԲՄ, (2) ՄՐՄ, (3) ՄՔՄ և (4) ՄՔԾ

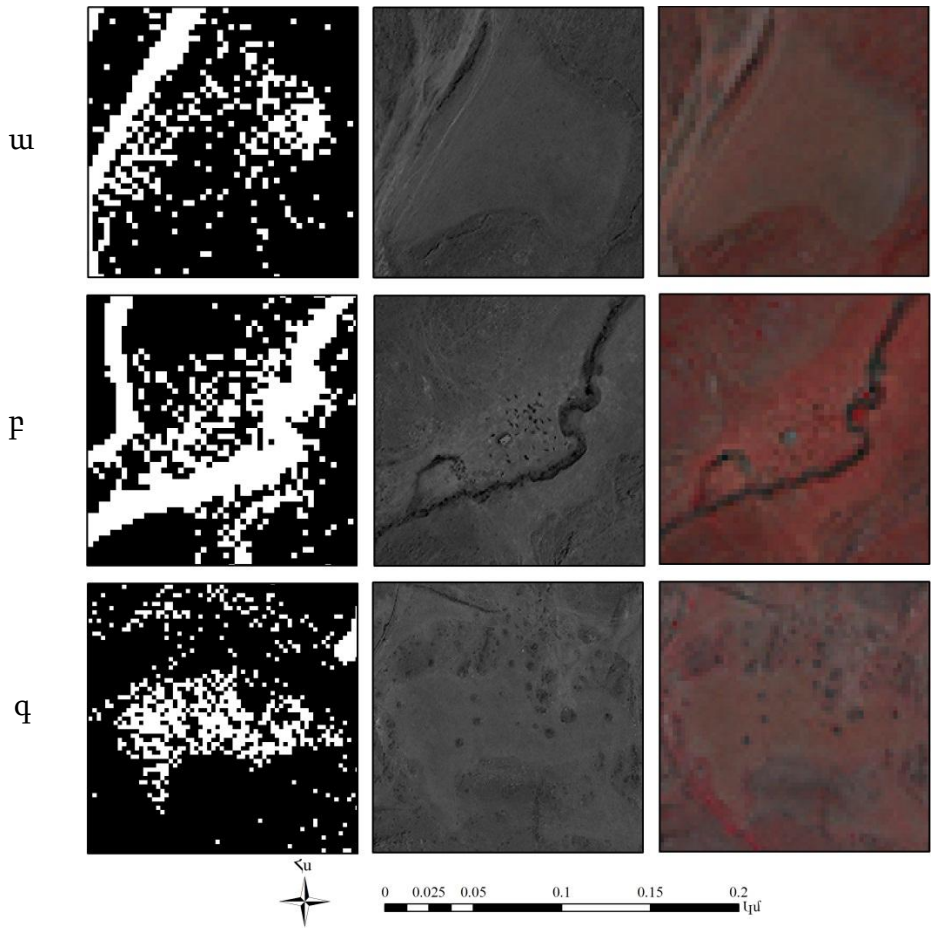


Նկար 6. Բ տեղամասի 90F մեթոդով ստացված (1) ԲՄ, (2) ՄՐՄ, (3) ՄՔՄ և (4) ՄՔԾ



Նկար 7. Գ տեղամասի ԳՍԲ մեթոդով ստացված արոտատեղամասերի (1) ԲՄ, (2) ՄՂՄ, (3) ՄՔՄ և (4) ՄՔՇ

ՄՔՇ նկարը ներկայացնում է իրական խառը սպեկտրի և էնդոմեմբրների միջոցով ստացված օպտիմալ սպեկտրի միջև սխալը: ՄՔՇ տարածական բաշխվածությունն իրենց երևում է, որ արոտատեղամասերում ՄՔՇ հարաբերականորեն բարձր արժեքներ ունեն մարդածին ազդեցության ենթարկված տարածքները՝ անասնագոմերի և խմոցների հարակից տարածքներ, տարածքներ որտեղ իրականացվել են հողաբարելավման աշխատանքներ և այլն (նկար 8): Այդուհանդերձ, արոտատեղամասերի միջին ՄՔՇ փոքր են (0,000145, 0,00077 և 0,000491, համապատասխանաբար), ինչից կարելի է եզրակացնել, որ ընտրվել են ճշգրիտ էնդոմեմբրներ: Սակայն, ՄՔՇ փոքր արժեքները դեռ չեն երաշխավորում, որ ստացված արդյունքները ճշգրիտ են: Ճշտությունը որոշելու համար անհրաժեշտ է ստացված արդյունքները ստուգել դաշտային տվյալների միջոցով [67]:



Նկար 8. (ա) Մելքո աղբյուր, (բ) Սարի չայի, (գ) Չորանոցի արոտ2 արոտատեղամասերում ՄՔԸ հարաբերակմորեն բարձր արժեքների ու նեցող մարդածին ազդեցության նթարկված տեղամասեր

3.2.3. ՆՏԲԻ-ՄԻՎ մոդելի միջոցով ԲՄ ստացում

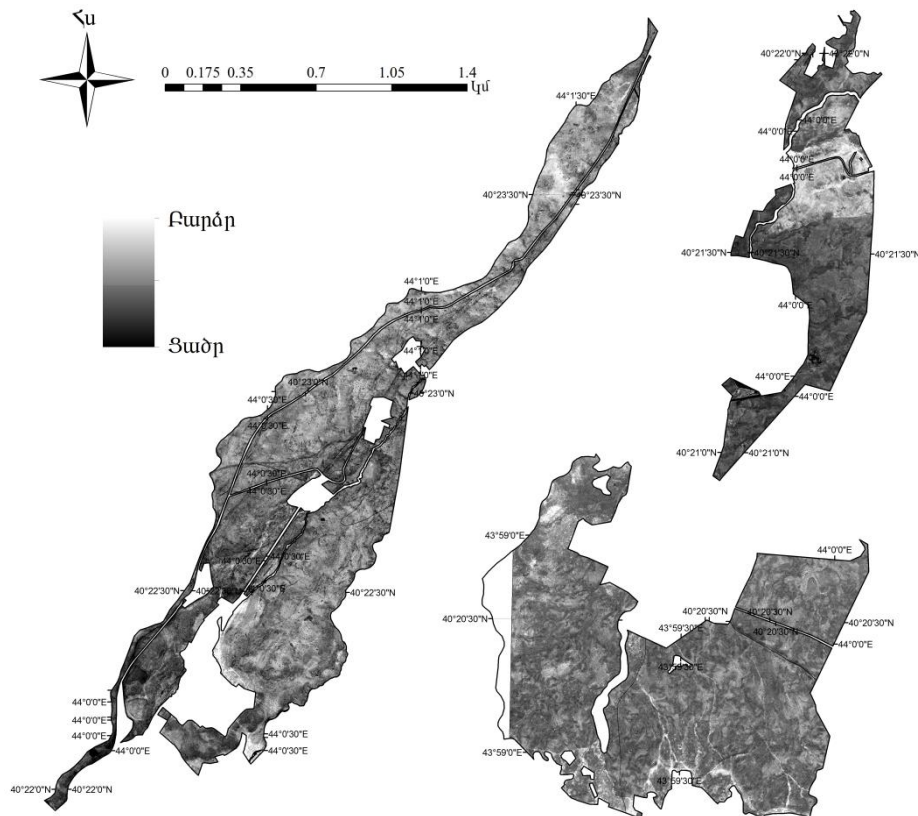
Ինչպես արդեն նշվել է ԲՄ որոշման համար լայնորեն կիրառվում է նաև ՆՏԲԻ: Հետազոտվող տարածքում, ՆՏԲԻ և կարմիր սպեկտրալ տիրույթի միջև առկա է բացասական կոռելյացիա ($r=-0,43$), իսկ ՆՏԲԻ և ՄԻԿ սպեկտրալ տիրույթի միջև չափավոր կոռելյացիա ($r=0,32$), ինչից հետևում է, որ կարմիր և ՄԻԿ սպեկտրալ տիրույթների ոչ գծային կոմբինացիան՝ ՆՏԲԻ, իրենից ներկայացնում է կարմիր և ՄԻԿ սպեկտրալ տիրույթներից գծային անկախնոր ինֆորմացիա:

Աղյուսակ 5

Յուրաքանչյուր արոտատեղամասի համար որոշված NDSI_2 և NDSI_3 արժեքները և ԲՄ հաշվարկման բանաձևերը

Տեղամասեր	NDSI_2	NDSI_3	ԲՄ հաշվարկման բանաձև
Ա	0,723486	0,17372	$(\text{NDSI} - 0,17372) / 0,549766$
Բ	0,7155	0,186067	$(\text{NDSI} - 0,186067) / 0,529433$
Գ	0,701263	0,145688	$(\text{NDSI} - 0,145688) / 0,555575$

ՆՏԲԻ միջոցով ԲՄ ստանալու համար նախ անհրաժեշտ է որոշել բուսականության և մերկ հողերի ՆՏԲԻ: USP_{F_2} և USP_{F_2} ստանալու համար մեր կողմից յուրաքանչյուր արոտատեղամասից ընտրվել են 100% բուսածածկով և 100% հողով ծածկված մի շարք պիքսելներ և հաշվարկվել են նրանց միջին արժեքները: Ստացված արդյունքները տեղադրելով (2) հավասարման մեջ (Նյութեր և մեթոդներ բաժինը) ստացվել են յուրաքանչյուր արոտատեղամասի համար ԲՄ հաշվարկման բանաձևերը (աղյուսակ 5): ՆՏԲԻ միջոցով ստացված ԲՄ քարտեզները պատկերված են նկար 9-ում:



Նկար 9. ՆՏԲԻ միջոցով ստացված (Ա) Սարի չայ իր, Մելքո աղբյուր, (Բ) Բուլլ ու մբուլզ և (Գ) Չորանոցի արոտ1, Չորանոցի արոտ2 արոտատեղամասերի ԲՄ

3.2.4 ՅՄ որոշված ԲՄ, ՄՅՄ և ՄՔՄ ստուգում դաշտային տվյալների միջոցով

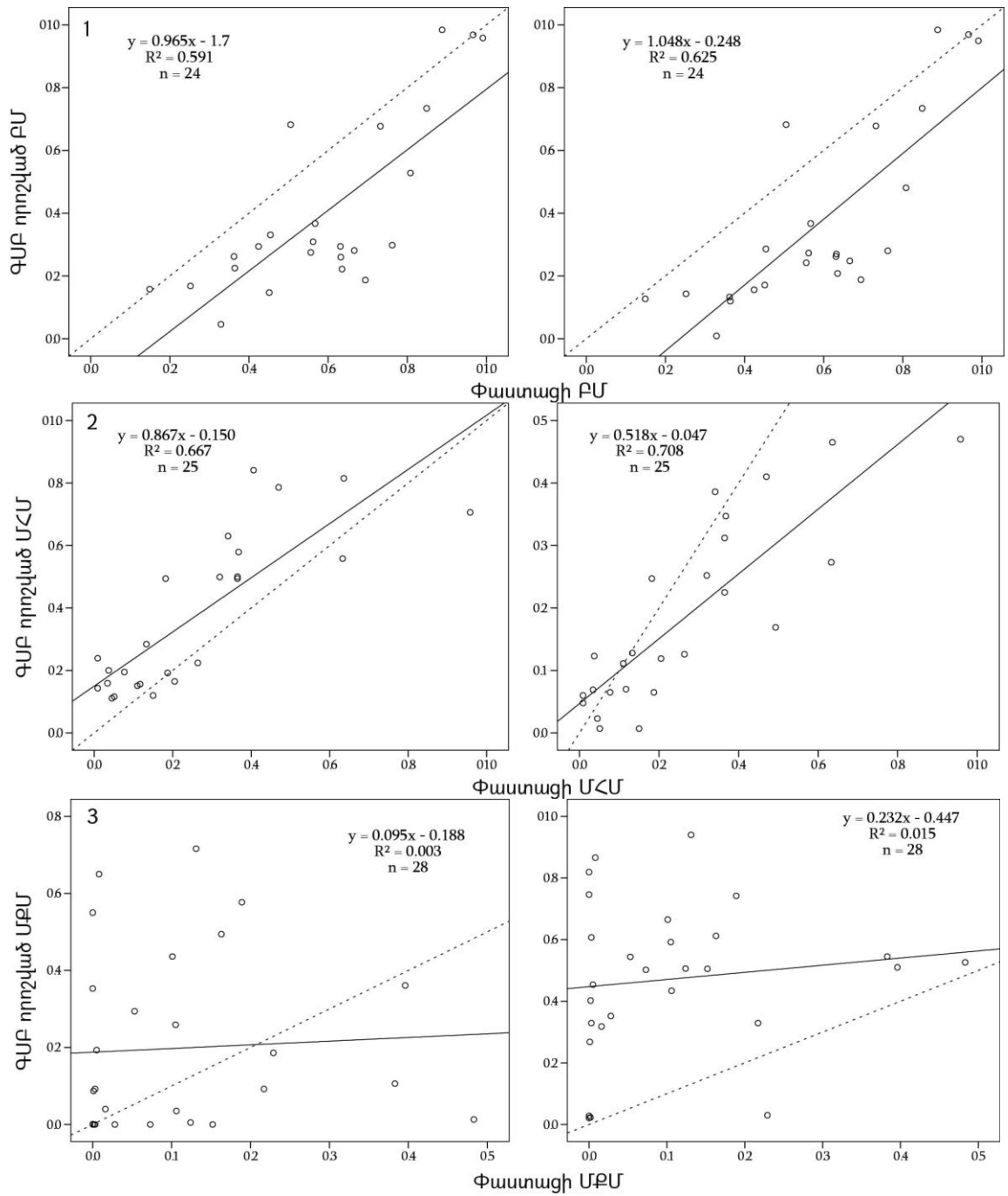
Ինչպես նշվեց, ՅՄ-ով ստացված արդյունքների ճշտությունը որոշելու համար անհրաժեշտ է դրանք ստուգել դաշտային տվյալների միջոցով: Նկար 11-ում պատկերված են ԳՍԲ մեթոդի սահմանափակումով ու առանց սահմանափակման եղանակներով և ՆՏԲԻ միջոցով ստացված ԲՄ, ՄՅՄ, ՄՔՄ և նրանց փաստացի արժեքների միջև գծային ռեգրեսիայի արդյունքները: ՅՄ որոշված ԲՄ, ՄՅՄ և ՄՔՄ

իրենցից ներկայացնում են երկրի մակերևույթի օբյեկտների տոկոսային հարաբերակցությունները և, հետևաբար, փաստացի արժեքների հետպետք է լինեն նույնականության գծի (identity line) վրա [114]: Սակայն իրականում ՅՄ ստացված տվյալները սովորաբար որոշ չափով տարբերվում են դաշտային տվյալներից, ինչի պատճառով ռեգրեսիայի գիծը տարբերվում է նույնականության գծից: Այնուամենայնիվ, արդյունքները ցույց են տալիս զգալի կոռելյացիա:

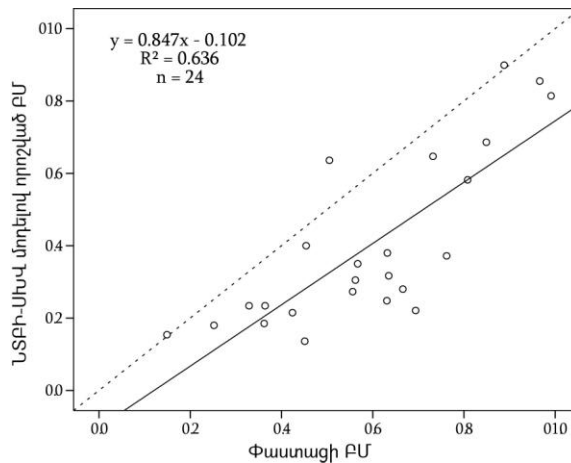
ԲՄ համար ԳՄԲ սահմանափակումով եղանակի դեպքում ստացվել են ավելի լավ արդյունքներ քան առանց սահմանափակման եղանակի դեպքում՝ 0,625 և 0,591 դետերմինացիայի գործակիցներով (0,01 նշանակալիության մակարդակում), համապատասխանաբար (նկար 10), իսկ ՆՏԻ միջոցով ավելի լավ արդյունքներ քան ԳՄԲ սահմանափակումով եղանակի դեպքում՝ $R^2=0,636$ (0,01 նշանակալիության մակարդակում) (նկար 11): Ստացված համեմատաբար լավ արդյունքները կարելի է բացատրել այն հանգամանքով, որ բույսերը, ի տարբերություն քարերի և հողերի, ունեն հստակ սպեկտրալ կորեր [114]:

ՄՅՄ համար նույնպես ԳՄԲ սահմանափակումով եղանակի դեպքում ստացվել են ավելի լավ արդյունքներ քան առանց սահմանափակման եղանակի դեպքում՝ 0,708 և 0,667 դետերմինացիայի գործակիցներով (0,01 նշանակալիության մակարդակում), համապատասխանաբար (նկար 10):

ԳՄԲ մեթոդով ՄՔՄ որոշելիս, ինչպես սահմանափակումով այնպես էլ առանց սահմանափակման եղանակների դեպքում, ստացվել են համապատասխանաբար 0,003 ($P = 0,8$) և 0,015 ($P = 0,5$) դետերմինացիայի գործակիցները, ինչը ցույց է տալիս, որ հետազոտվող տարածքում ՄՔՄ հնարավոր չէ որոշել QuickBird տիեզերական նկարի ԳՄԲ միջոցով (նկար 10):



Նկար 10. ԳԱԲ առանց սահմանափակման և սահմանափակու մով մեթոդներով որոշված (1) ՔՄ, (2) ՄՀՄ և (3) ՄՔՄ և նրանց փաստացի արժեքների ցրման գծապատկերները



Նկար 11. ՆՏԲԻ-ՍԻՎ մոդելով որոշված ԲՄ և փաստացի ԲՄ ցրման գծապատկերը

Այս պիստով, աղյուսակ 6-ի վերլուծության կարելի է եզրակացնել, որ ԳՄԲ սահմանափակումով եղանակն ապահովում է ԲՄ և ՄՅՄ ստացման ավելի մեծ ճշտություն, քան առանց սահմանափակման եղանակը, իսկ ԲՄ համար ավելի մեծ ճշտությունն ապահովում է ՆՏԲԻ կիրառմամբ մեթոդը:

Աղյուսակ 6

ԳՄԲ սահմանափակումով (Ս) և առանց սահմանափակման (ԱՍ) եղանակներով ու ՆՏԲԻ-ՍԻՎ մեթոդով ստացված ԲՄ, ՄՅՄ, ՄՔՄ և դրանց փաստացի արժեքների միջև գծային ռեգրեսիայի արդյունքում ստացված դետերմինացիայի գործակիցները (R^2), միջին քառակուսային շեղումները (ՄՔՇ) ու նշանակալիություն մակարդակները (p)

	R^2			ՄՔՇ			p		
	ԱՍ	Ս	ՆՏԲԻ-ՍԻՎ	ԱՍ	Ս	ՆՏԲԻ-ՍԻՎ	ԱՍ	Ս	ՆՏԲԻ-ՍԻՎ
ԲՄ	0,591	0,625	0,636	0,18	0,18	0,14	<0,01	<0,01	<0,01
ՄՅՄ	0,667	0,708	-	0,14	0,08	-	<0,01	<0,01	-
ՄՔՄ	0,003	0,015	-	0,23	0,25	-	0,8	0,5	-

Գրականության մեջ ԳՄԲ մեթոդով ԲՄ որոշելիս ստացված և ավագույն արդյունքներում դետերմինացիայի գործակիցը տատանվում է $0,85 \approx 0,9$ սահմաններում [73, 114, 154, 161, 166]: Մեր հետազոտության մեջ ԳՄԲ մեթոդով ստացված ԲՄ և փաստացի ԲՄ միջև վերոնշյալ հետազոտությունների համեմատ, գրանցվել է ավելի թույլ կոռելյացիա, ինչը հիմնականում կարող է պայմանավորված լինել այն փաստով, որ արբանյակային նկարահանումները և դաշտային աշխատանքները կատարվել են տարբեր տարիներում: ՄՅՄ համար գրականության այլ աղբյուրների հետ համեմատ ստացվել են բավական ստույգ արդյունքներ [67, 114]: Բարձր կոռելյացիան և ցածր ՄՔՇ փաստում է այն մասին, որ ՄՅՄ վրա ժամանակային դինամիկան

ուևնի քիչ ազդեցություն, քանի որ գերարածեցման, տրոբման և այլ անտրոպոգեն ազդեցությունների հետևանքով առաջացած խախտված տեղամասերը դանդաղ են վերականգնվում:

ՄՔՄ համար ստացված թերի արդյունքները կարող են պայմանավորված լինել հետևյալ հանգամանքներով՝

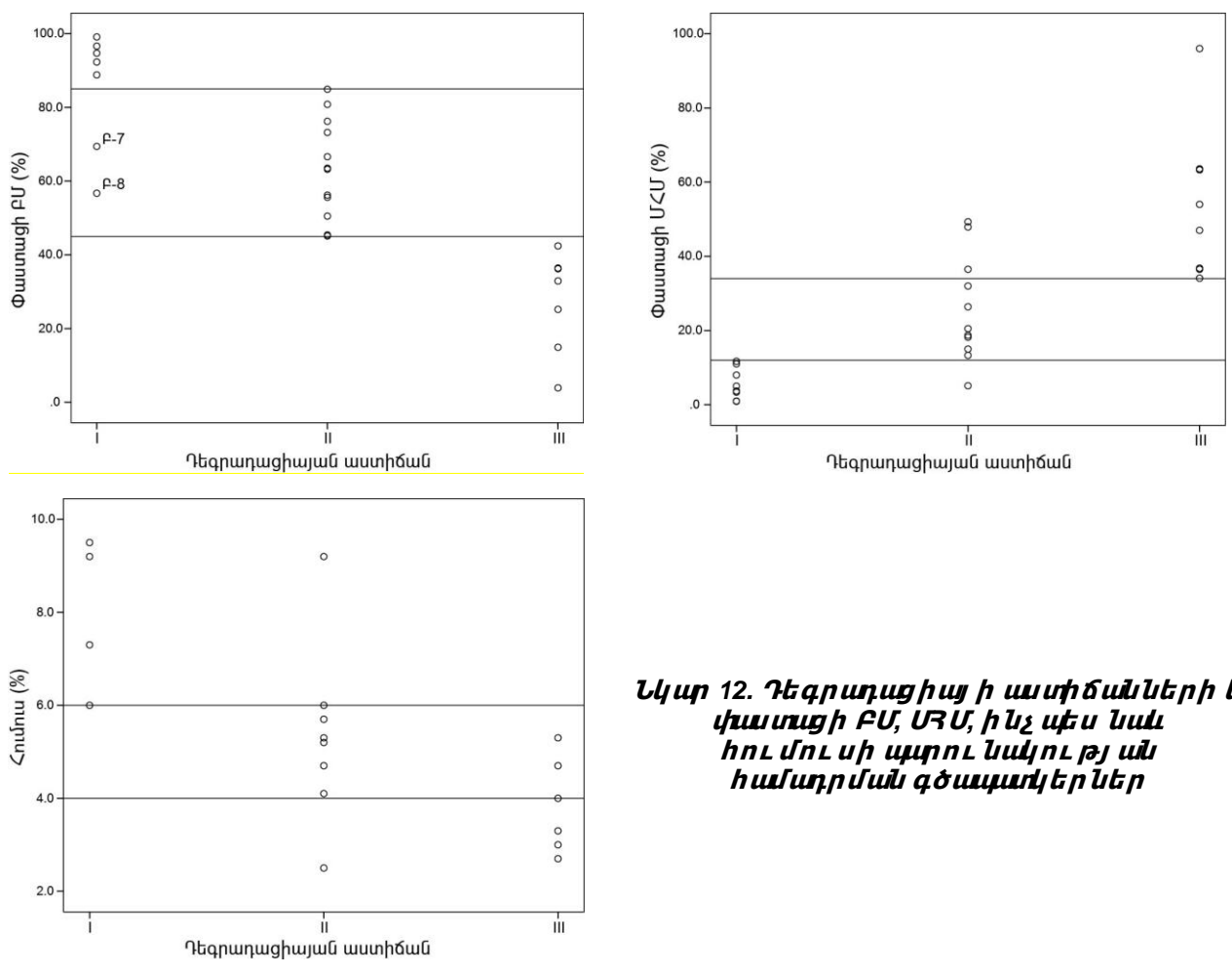
- քարերի առանձնացման համար սպեկտրի միայն տեսանելի և ՄԻԿ տիրույթները բավարար չեն [72]: Միներալների մեծ մասի մոտ կլանման առանձնահատկությունները գտնվում են 2-2,5 մկմ տիրույթում, իսկ տեսանելի և ՄԻԿ տիրույթում սպեկտրալ բնութագրիչները հիմնականում պայմանավորված են տարբեր ֆիզիկական պրոցեսներով [100]: Անհրաժեշտ է ունենալ քարերի սպեկտրալ բնութագրիչները ամբողջ հասանելի սպեկտրում (0,35-3 մկմ) կամ կենտրոնական կոնկրետ նյութերի դիագնոստիկ տիրույթների վրա [72]:
- քարերը, որպես եռաչափ եկտներ, առաջացնում են ստվերներ, ինչը նույնպես իր բացասական ազդեցությունը կարող է ունենալ ստացվող արդյունքների վրա:

Այսպիսով, QuickBird-ը օպտիմալ սենսոր չէ ՍԽՎ մեթոդով ՄՔՄ որոշելու համար: Օրինակ QuickBird տիեզերական նկարներում բացակայում է կարճ ալիք ինֆրակարմիր սպեկտրալ տիրույթը, որը կարևոր է միներալների և քարերի տարանջատման համար, քանի որ նրանք ունեն բազմաթիվ կլանման տիրույթներ ալիքի այս երկարության միջակայքում [114]: ԳՄԲ մեթոդով ՄՔՄ ճշգրիտ արժեքներ ստանալու համար անհրաժեշտ է օգտագործել բարձր սպեկտրալ լուծաչափ ունեցող տիեզերական նկարներ: Օրինակ, ՄՔՄ հաջողվել է մեծ ճշտությամբ որոշել ($R = 0,92$) WorldView 2 տիեզերական նկարի (տարածական լուծաչափ՝ 8 սպեկտրալ տիրույթ 0,4-1,04 մկմ տիրույթում, սպեկտրալ լուծաչափ՝ 50 սմ) ԳՄԲ արդյունքում [103]:

Օգտագործելով ՅՄ որոշված տվյալների և դաշտային տվյալների միջև հաստատված ռեգրեսիայի հավասարումները (տես նակրներ 10(2) և 11), ՆՏԲԻ-ՍԽՎ մեթոդով որոշված ԲՄ-ից ու ԳՄԲ մեթոդով որոշված ՄՅՄ-ից ստացվել են փաստացի ԲՄ և ՄՅՄ:

3.3. Դեգրադացված տարածքների քարտեզագրում

Նկար 12-ում պատկերված են կամերալ պայմաններում հաշվարկված փաստացի ԲՄ, ՄՅՄ, հոլմոլսի պարունակությունների և դաշտային աշխատանքների ժամանակ որոշված արոտավայրերի դեգրադացիայի աստիճանների համադրման գծապատկերները (աղյուսակ 3): Ինչպես երևում է դեգրադացիայի աստիճանների և ԲՄ միջև առկա է հստակ օրինաչափություն՝ դեգրադացիայի յուրաքանչյուր մակարդակի համապատասխանությունն փաստացի ԲՄ որոշակի ինտերվալի: Դեգրադացիայի I, II և III մակարդակները նեցող տարածքներին համապատասխանում են փաստացի ԲՄ 85-100%, 45-85% ու 0-45% արժեքները, համապատասխանաբար: Բ-7 և Բ-8 կետերի ընդհանուր օրինաչափության անհամապատասխանությունը պայմանավորված է այն հանգամանքով, որ այդ տեղամասերում դեգրադացիան պայմանավորված է ոչ թե մարդածին, այլ բնական գործոնով՝ մակերևույթի քարքարոտության բարձր աստիճանով:



Նկար 12. Դեգրադացիայի աստիճանների և փաստացի ԲՄ, ՄՅՄ, ինչպես նաև հոլմոլսի պարունակության համադրման գծապատկերներ

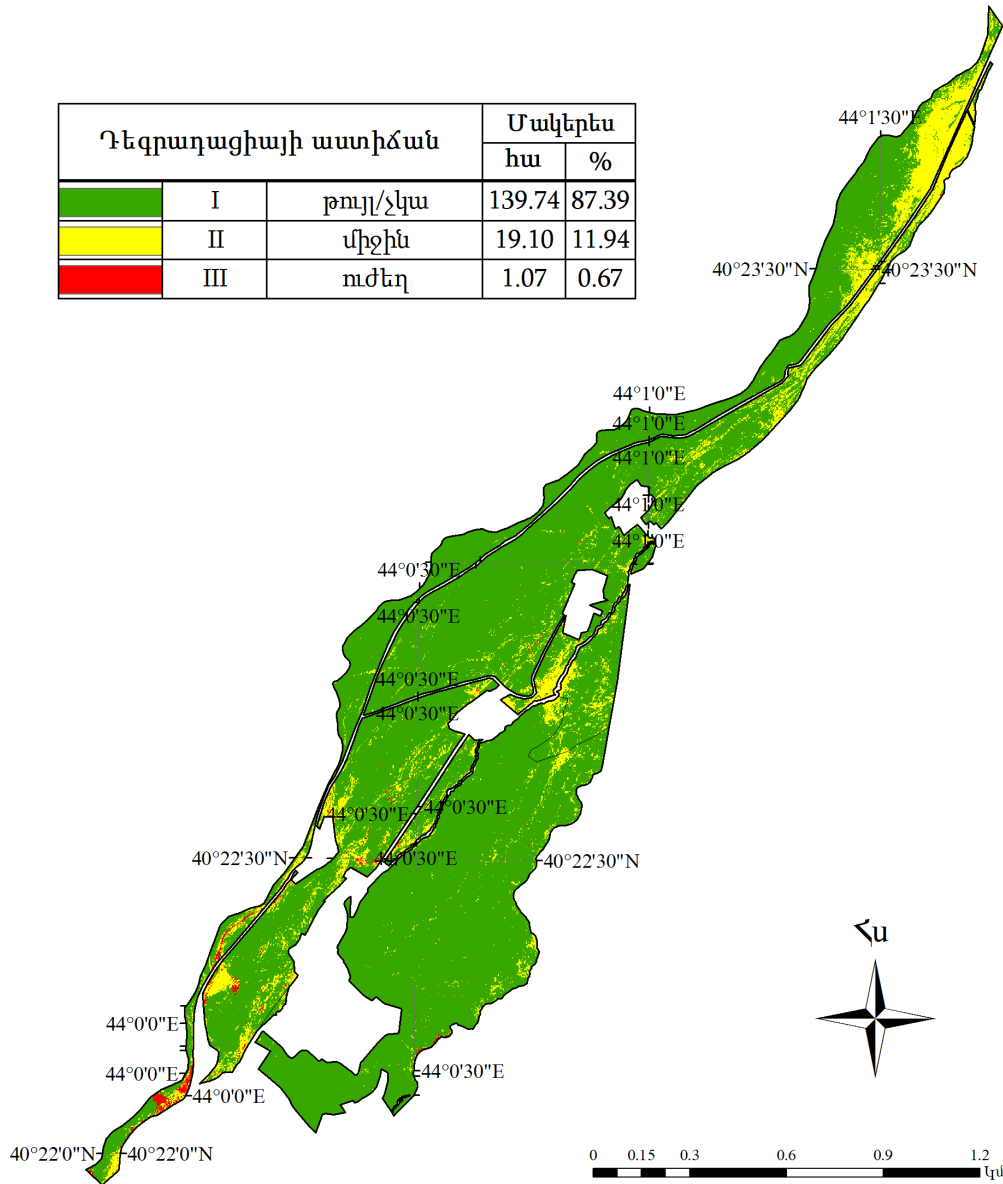
Նկար 12-ից երևում է նաև, որ դեգրադացիայի աճմանը զուգահեռ նկատվում է հոլմուսի պարունակության նվազում, այսինքն, հողի \$իզիկական դեգրադացիան անխուսափելիորեն բերում նրա քիմիական դեգրադացիայի` դեհոլմիֆիկացիայի: Այնուամենայնիվ, որոշ կետեր դուրս են մնում ընդհանուր օրինաչափությունից, ինչը կարող է պայմանավորված լինել բազմաթիվ գործոններով:

Այսպիսով, վերադասակարգելով փաստացի ԲՄ քարտեզը, ըստ վերոնշյալ դասակարգման, կստանանք արոտավայրերի` ըստ դեգրադացիայի աստիճանի, դասակարգման քարտեզը, որտեղ, դեգրադացիան պայմանավորված կլինի ինչպես մարդածին այնպես էլ բնական գործոններով (քարքարոտություն):

Արոտավայրերի հողերի մարդածին դեգրադացիայի քարտեզագրման համար անհրաժեշտ է միմյանցից տարանջատել բնական և մարդածին գործոններով պայմանավորված դեգրադացիաները: Դաշտային ու սուլմնասիրությունները ցույց են տվել, որ այն տեղամասերում, որտեղ դեգրադացիան հիմնականում պայմանավորված է քարքարոտության բարձր աստիճանով, ՄՅՄ չի գերազանցում 15%: Յետևաբար, փաստացի ՄՅՄ քարտեզը դասակարգելով երկու դասի` <15% և 15-100%, համադրելով փաստացի ԲՄ արդեն իսկ դասակարգված քարտեզի հետ և վերադասակարգելով այն, կստանանք արոտավայրերի` ըստ մարդածին դեգրադացիայի աստիճանների դասակարգման քարտեզները (նկար 13, 14, 15):

Ինչպես երևում է նկար 13-ից **Ա** տեղամասում մարդածին դեգրադացիան մեծամասամբ բացակայում է կամ թույլ է արտահայտված: Տարածքի մոտ 87% պատկանում է դեգրադացիայի I աստիճանին: Միջին և ուժեղ դեգրադացված տեղամասերը զբաղեցնում են փոքր տարածքներ 11,94% ու 0,67%, համապատասխանաբար:

Ղեգրադացիայի աստիճան			Մակերես	
			հա	%
	I	թույլ/չկա	139.74	87.39
	II	միջին	19.10	11.94
	III	ուժեղ	1.07	0.67

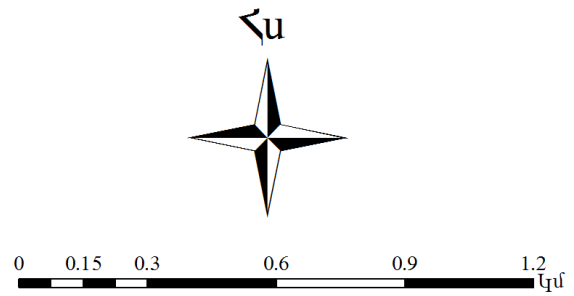
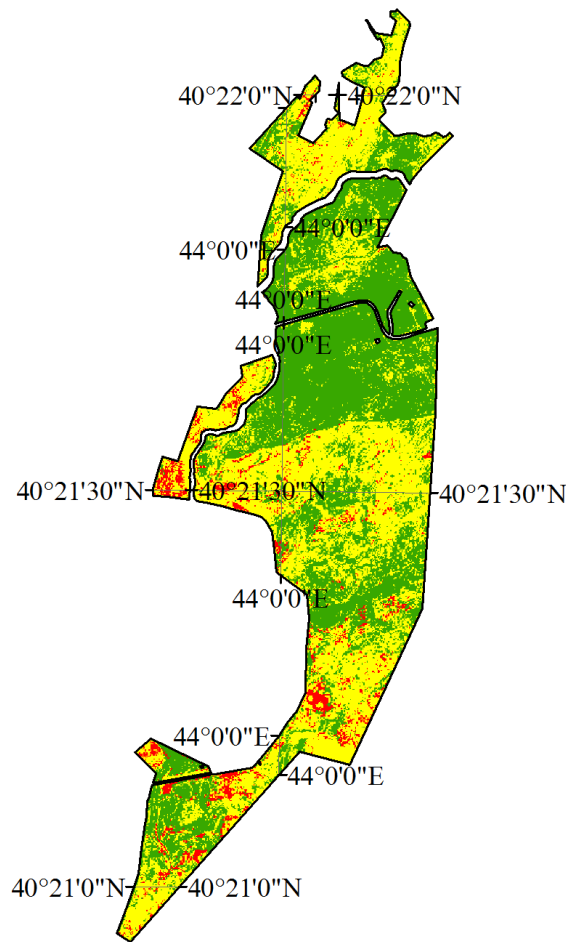


Նկար 13. Սարի չ այ իր և Մել բո աղբյ ու ը արոտատեղամասերի (Ա տեղամաս) մարդածին ղեգրադացիայ ի քարտեզը

Նկարից երևում է, որ ղեգրադացված տարածքները ունեն հարավից հյուսիս ձգված ու թյ ու ն, ինչը պայմանավորված է այն փաստով, որ արոտատեղամասերը բնութագրվում են հարավ արևմուտքից հյուսիս արևելք ձգված ու թյ ամբ դաշտամիջյան (գրունտային) ճանապարհների խիտ ցանցի առկայ ու թամբ: Վերջիններս կենդանիների և գյ ու ղ տեխնիկայի անընդհատ տեղաշարժի հետևանքով ղեգրադացվ ու մ են: Նկար ու մ հստակորեն առանձնան ու մ են նաև արոտատեղամասերի կենտրոնական և հյ ու սիսային հատվածներ ու մ գտնվող անասնագ ու մերի և խմ ոց ների հարակից տարածաք ները, որոնք կենդանիների երկարաժամկետ կենտրոնացման, անընդհատ տեղաշարժի և գերարածեցման հետևանքով

նույնպես դեգրադացվում են: Այսպիսով, դեգրադացիայի II աստիճանի տեղամասերը հիմնականում համապատասխանում են անասնագոմերի, խմոցների և դաշտամիջյան ճանապարհների հարակից տարածքներին: Դեգրադացիայի III աստիճանի տեղամասերը համապատասխանում են արոտատեղամասերի հարավ արևմտյան հատվածում գտնվող գրունտային ճանապարհներին, որոնք ավելի մոտ լինելով գյուղի բնակելի տարածքին, ավելի շատ են շահագործվում՝ ենթարկվելով ավելի ինտենսիվ դեգրադացիայի:

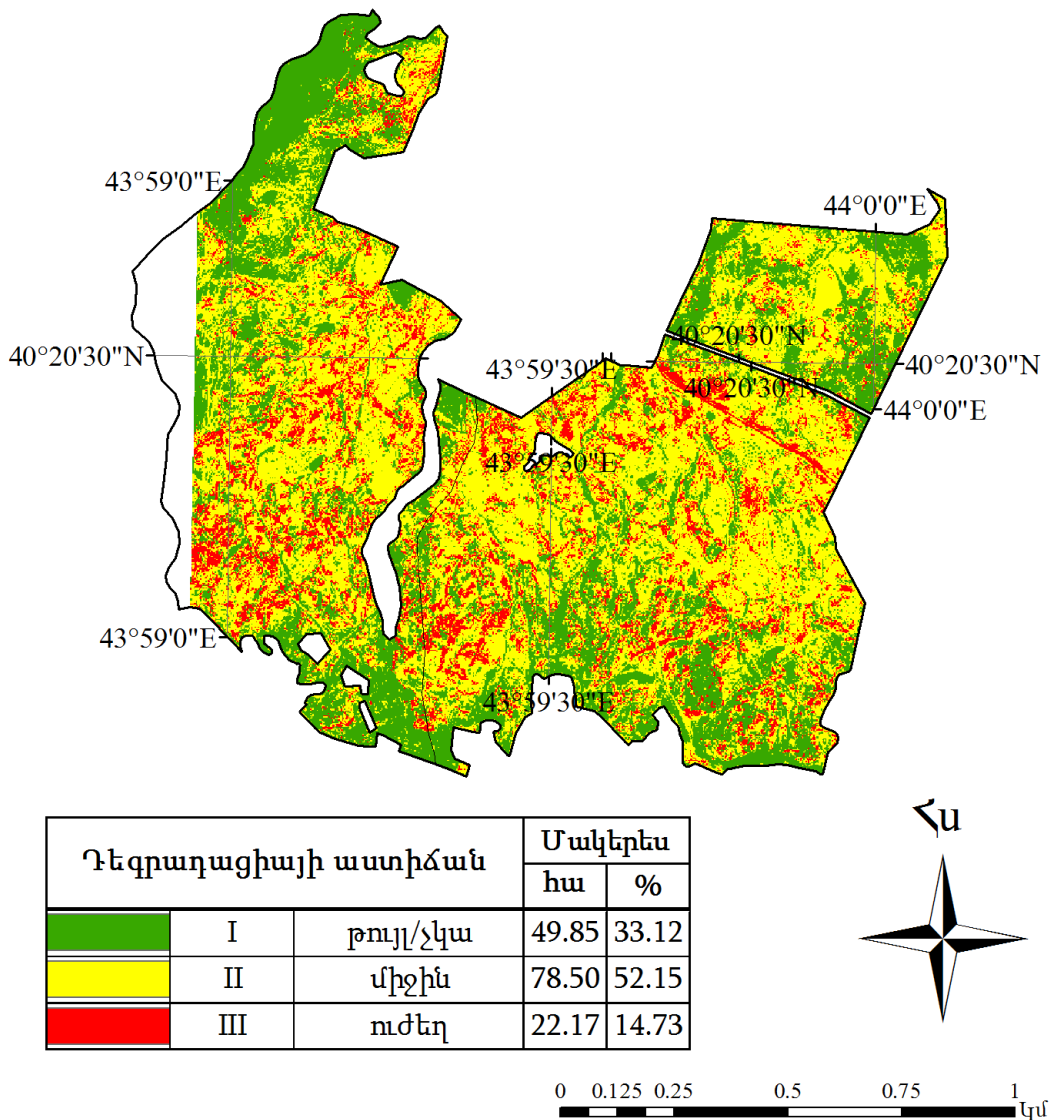
Ի տարբերություն նախորդի, **A** տեղամասում գերակշռում են մարդածին դեգրադացիայի I և II աստիճանները 47,58% ու 47,2%, համապատասխանաբար: Ուժեղ դեգրադացված տարածքները կազմում են 5,22% (նկար 14): Ի տարբերություն նախորդ արոտատեղամասի այստեղ գրեթե բացակայում է խիտ ճանապարհային ցանցի առկայությունը պայմանավորված դեգրադացիան: Արոտատեղամասի գրեթե կեսը աչքի է ընկնում դեգրադացիայի միջին աստիճանով: Ուշագրավ է **A** տեղամասի մի հատվածը, որը հստակ առանձնանում է դեգրադացիայի I աստիճանով, ինչը նշանակում է, որ այստեղ այն թույլ է արտահայտված կամ ընդհանրապես բացակայում է: Սա, ինչպես արդեն նշվել է, պայմանավորված է բնական և մարդածին գործոններով. տեղանքը արևմտյան դիրքադրության է և իրենից ներկայացնում է գետային ողողատ: Բացի այդ հարցումների համաձայն ճշտվել է որ այստեղ կատարվել են հողաբարելավման աշխատանքներ: Ուժեղ դեգրադացված տարածքները հիմնականում տարածված են արոտատեղամասի արևմտյան և հյուսիսային հատվածներում: Արևմտյան հատվածում դեգրադացիան պայմանավորված է հողօգտագործման փոփոխությամբ. արոտատեղամասի մի հատվածը օգտագործվում է որպես տնամերձ հողատարածք: Իսկ հարավային հատվածում դեգրադացիան պայմանավորված է հիմնականում ջրամբարի ենթակառուցվածքների առկայությամբ և շահագործմամբ:



Դեգրադացիայի աստիճան			Մակերես	
			հա	%
	I	թույլ/չկա	28.97	47.58
	II	միջին	28.74	47.20
	III	ուժեղ	3.18	5.22

Նկար 14. ԲՈԼԼ ՈԼՄԲՈԼՁ արոտատեղամասի (Բ տեղամաս) մարդածին դեգրադացիայի քարտեզը

Չ տեղամասում գերակշռում են դեգրադացիայի միջին աստիճան ունեցող տարածքները (52,15%): Թույլ դեգրադացված տարածքները կազմում են 33,12%, իսկ ուժեղ դեգրադացվածները՝ 14,73% (նկար 15): Ի տարբերություն նախորդ արոտատեղամասերի, այստեղ դեգրադացիայի տարբեր աստիճաններ ունեցող տարածքները տարածականորեն գրեթե հավասարաչափ են բաշխված: Միևնույն դեգրադացիայի աստիճան ունեցող և հարակից տարածքներից հստակորեն տարանջատվող տեղամասերը գրեթե բացակայում են: Որպես բացառություն կարելի է նշել տարածքի հյուսիսարևմտյան հատվածում հեշտությամբ առանձնացող դեգրադացիայի I աստիճանի տեղամասը: Ինչպես երևում է նկարից այստեղ ևս առկա է դաշտամիջյան ճանապարհային ցանցի առկայությունը ամբողջապես մանավորված հողերի դեգրադացիան:



Նկար 15. Չորանոցի արոտ1 և Չորանոցի արոտ2 արոտատեղամասերի (Գ տեղամաս) մարդածին դեգրադացիայի քարտեզը

Ստացված քարտեզներում դեգրադացված տեղամասերի և QuickBird պանխրոմատիկ նկարի վիզուալ գնահատմամբ որոշված դեգրադացված տեղամասերի միջև առկա է հստակ համապատասխանություն, ինչը վկայում է այն մասին, որ ստացված քարտեզներն արտահայտում են իրականում գոյություն ունեցող իրավիճակը:

Ամփոփելով վերոնշյալը, կարելի է փաստել, որ ԲՄ և ՄՅՄ համադրման միջոցով հնարավոր է ստանալ արոտավայրերի, ըստ մարդածին դեգրադացիայի տարբեր աստիճանների դասակարգման, քարտեզները՝ բարձր ճշտությամբ: Յետագոտվող տարածքում Լանդշաֆտային Լեռնատափաստանային գոտուց չոր տափաստանային գոտի անցմամբ նկատվում է դեգրադացիայի աճ, ինչը խոսում է այն մասին, որ չոր տարածքներն ավելի զգայուն են մարդածին

ծանրաբեռնվածության նկատմամբ և դեգրադացիան այստեղ ավելի խիստ է արտահայտվում:

3.4. ¹³⁷Cs ռադիոնուկլիդի միջոցով հողի էրոզիայի որակական գնահատում

Յետազոտվող արոտավայրերի հողերում ¹³⁷Cs պարունակությունը որոշելու նպատակով նմուշառումն իրականացվել է հիմնական նմուշարկման աշխատանքներից մեկ տարի անց (2016 թվականի հունիս)՝ հիմք ընդունելով QuickBird տիեզերական նկարի միջոցով արդեն իսկ ստացված արոտավայրերի ըստ դեգրադացիայի աստիճանների դասակարգման քարտեզները: Նմուշառման համար Գ տեղամասից ընտրվել են երկու տիպի տարածքներ՝

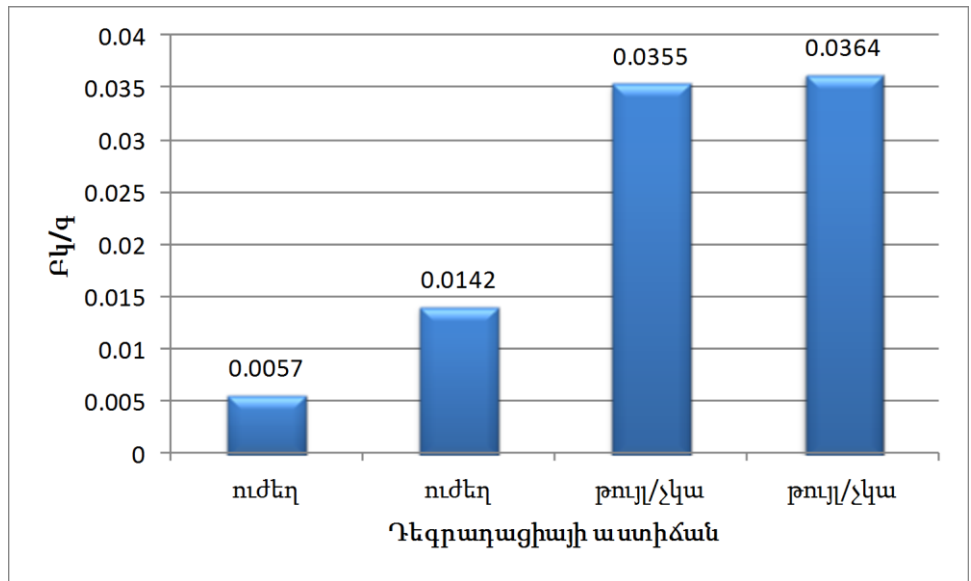
(1) հարթ տարածքներ՝ պատված խիտ բուսածածկով, որտեղ էրոզիայի հետևանքով կուտակումները բացակայում են (\$ոնային տարածք) և որոնք, ըստ ստացված արոտավայրերի դեգրադացիայի քարտեզի, պատկանում են դեգրադացիայի I աստիճանին:

(2) գառիվայր և խիստ գառիվայր (7-20⁰) տարածքներ, որոնք խիստ էրոզացված են և համաձայն ստացված արոտավայրերի դեգրադացիայի քարտեզի պատկանում են դեգրադացիայի III աստիճանին:

Յուրաքանչյուր տեղամասից հողի մակերեսային շերտից (0-5 սմ) վերցվել են երկուական համակցված նմուշներ: Յուրաքանչյուր նմուշ իրենից ներկայացնում է 1 մ² մակերեսով տարածքից նմուշառված 5 ենթանմուշների խառնուրդ:

Նմուշառման կետերում հողում ¹³⁷Cs պարունակության արժեքները՝ Բեկկերել /գրամ (Բկ/գ), ներկայացված են նկար 16-ում, որտեղից երևում է, որ թույլ /չկա դեգրադացված տարածքներում ((1) տեղամաս) ¹³⁷Cs պարունակությունը գրեթե 4 անգամ գերազանցում են ¹³⁷Cs պարունակությունը ուժեղ դեգրադացված տարածքներում ((2) տեղամասում): Այս պատկերը պայմանավորված է նրանով, որ ուժեղ դեգրադացված տարածքները, ի տարբերություն թույլ /չկա դեգրադացված տարածքների, բնութագրվում են ինտենսիվ էրոզիայի

սրոցեսներով, հետևաբար ջրի և քամու անընդհատ ազդեցությամբ հողը տեղատարվում է, ինչն էլ իր հերթին հանգեցնում է հողից ^{137}Cs հեռացմանը ու դրա պարունակության նվազմանը:



Նկար 16. Հողի նմուշներում ^{137}Cs պարունակությունները

Ստացված արդյունքներից հետևում է, որ ^{137}Cs կարող է կիրառվել ՀՀ արոտավայրերում՝ որպես հողի էրոզիայի որակական գնահատման ինդիկատոր: Իսկ արդյունքների համադրումը տիեզերական նկարների վերծանմամբ ստացված արոտավայրերի դեգրադացիայի քարտեզների հետ հաստատում է վերջինիս ճշտությունը:

Այնուամենայնիվ, անհրաժեշտություն կա կատարել ավելի մանրամասն և մեծամասշտաբ հետազոտություններ՝ ընդգրկելով էրոզացվածության մի քանի աստիճաններ ունեցող հողեր և կատարել հողի նմուշառում ըստ խորության՝ ուսումնասիրելու ^{137}Cs կիրառելիությունը էրոզիայի հետևանքով հողերի կորստի քանակական գնահատման գործում:

ԳԼՈՒԽ 4. ՀԵՏԱԶՈՏՎՈՂ ԱՐՈՏԱՎԱՅՐԵՐԻ ՀՈՂԵՐԻ ՄԱՆՐԵԱԲԱՆԱԿԱՆ ԿԱԶՄԻ ՈՒՍՈՒՄՆԱԽԻՐՈՒՄԸ

Հայ տնի է, որ հողի կազմավորման համար կարևոր դեր են կատարում կենսաբանական գործոնները, ուստի հողային բարդ պրոցեսների համալիր ուսումնասիրման գործում առանձնահատուկ տեղ են զբաղեցնում կենսաբանական հետազոտությունները:

Հողերի կենսաբանական ակտիվությունը պայմանավորված է ինչպես բուսածածկով, այնպես էլ հողում ապրող մանրէներով:

Ներքին Սասնաշեն գյուղական համայնքի արոտավայրերի բուսականության ուսումնասիրման արդյունքում պարզվել է, որ գերակշռում են հացազգիների, տարախոտերի և բակլազգիների ընտանիքներին պատկանող բուսատեսակները՝ *Agropyrum repens*, *Carex humilis*, *Festuca sulcata*, *Koeleria nitidula*, *Phleum pratense*, *Stipa Lessingiana*, *Artemisia absinthium*, *Campanula tridentata*, *Carum caucasicum*, *Centaurea salicifolia*, *Cirsium esculentum*, *Inula cordata*, *Lilium Szovitsianum*, *Pedicularis Wilhelmsiana*, *Prangos ferulacea*, *Pyrethrum myriophyllum*, *Senecio caucasicus*, *Serratula radiata*, *Taraxacum Steveni*, *Onobrychis oxytropoides*, *Poa bulbosa*, *Pinguicula alpina* [2]: Դրանց, մասնավորապես, բակլազգիների ընտանիքին պատկանող բույսերի առկայությունը վկայում է հողում ազոտի կուտակման մասին, ինչը պայմանավորված է ազոտֆիքսող, հատկապես, պալարաբակտերիաների գործունեությամբ:

Ուստի, բացի բուսածածկից, հողերի կենսաբանական ակտիվության բնութագրման համար հատուկ նշանակություն ունեն միկրոօրգանիզմները: Վերջիններս հնարավորություն են տալիս պարզել կենսաբանական պրոցեսների ուղղվածությունը և ինտենսիվությունը:

Ելնելով վերը նշվածից, մեր կողմից ուսումնասիրվել է հետազոտվող արոտավայրերում մանրէների առկայությունը, դրանց քանակական և որակական կազմը, ինչը՝ որպես հողագոյացման կենսաբանական պրոցեսների բնույթի ճանաչման ցուցանիշ, կարող է հանդիսանալ հողերի դեգրադացիայի աստիճանի գնահատման ոչ պակաս կարևոր գործոն:

Հաշվի առնելով այն հանգամանքը, որ հողի միկրոֆլորան գտնվում է դինամիկ վիճակում, և այն զգալիորեն տատանվում է ըստ

տարվա եղանակների, հետազոտություններն իրականացվել են երկու փուլով՝ ամռանը և գարնանը:

Ի սկզբանե, կատարվել է հետազոտվող տարածքների հողերի նախնական ուսումնասիրում: Այդ նպատակով Ներքին Սասնաշեն գյուղական համայնքի տարբեր լանդշաֆտային գոտիներից ու տարբեր հողատիպերից ընտրվել են 4 հողային նմուշներ:

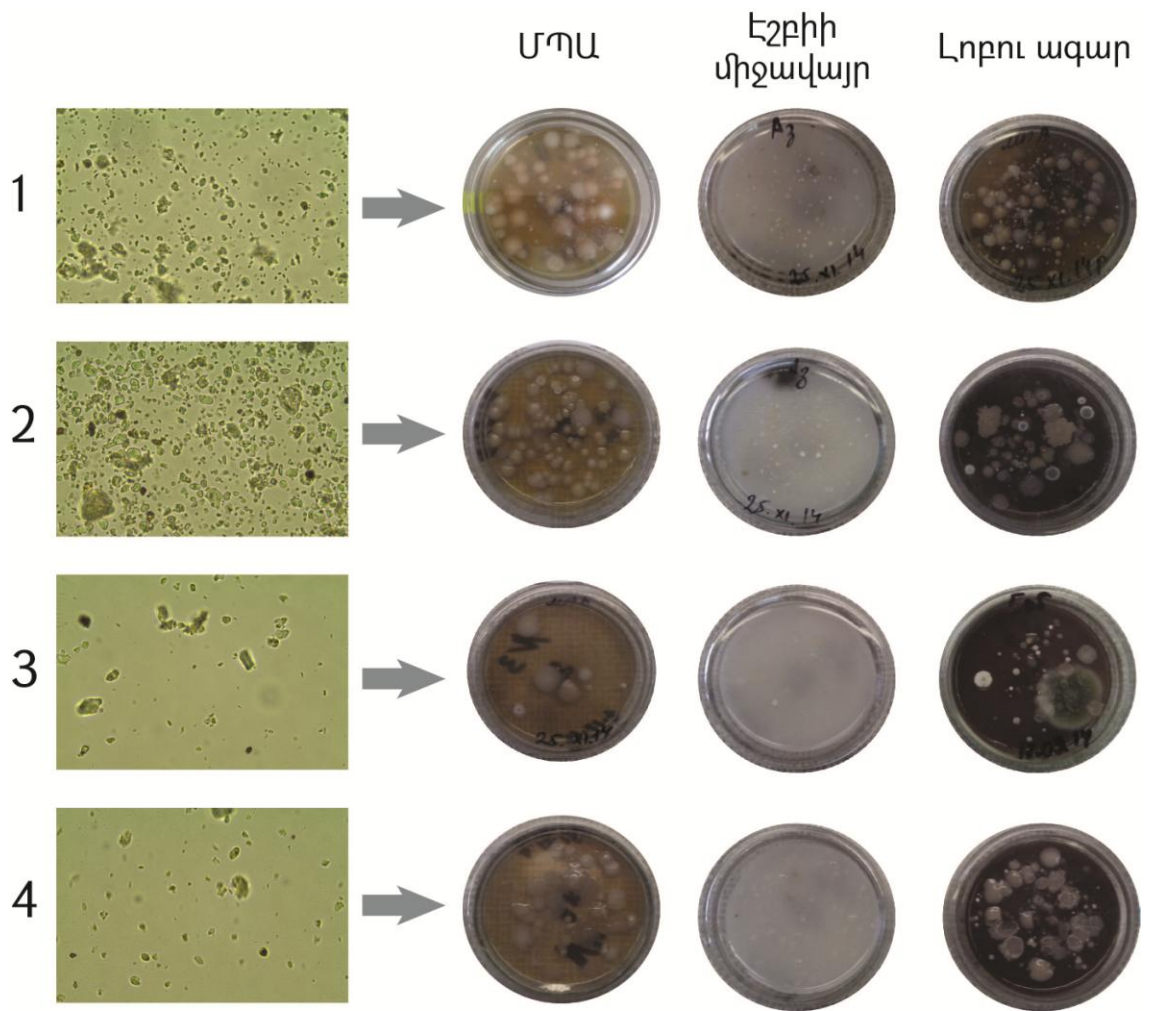
Նախ և առաջ, նշված նմուշներից պատրաստվել են հողային կախույթներ, որոնք ենթարկվել են մանրադիտման կենդանի՝ «սեղմված կաթիլ» պատրաստուկների միջոցով:

Հաջորդ քայլով նույն կախույթներից պատրաստվել են հաջորդական տասնապատիկ նոսրացումներ՝ հողանմուշներում մանրէների ընդհանուր քանակը որոշելու համար: Նոսրացումները ցանվել են ՄՊԱ-ի, Էշբիի և լոբու սննդային միջավայրերի վրա: Մանրէների կենսունակ բջիջների քանակը որոշվել է աճած գաղութների թվի հաշվարկով:

Նմուշներում առկա մանրէների բջիջների և գաղութների պատկերները ներկայացված են նկար 17-ում, իսկ դրանց քանակական բնութագիրը, ըստ հողատիպերի՝ աղյուսակ 7-ում:

Ըստ աղյուսակում բերված տվյալների, նախնական հետազոտությունների արդյունքում հնարավոր չի եղել որևէ կապ բացահայտել հողերի դեգրադացիայի աստիճանի և դրանցում մանրէների քանակի միջև, ինչը կարող է պայմանավորված լինել այն հանգամանքով, որ նմուշառումն իրականացվել է տարբեր հողատիպերից և տարբեր լանդշաֆտային գոտիներից, իսկ վերջիններս, ինչպես հայտնի է, Էական ազդեցություն ունեն հողերի մանրէաքանակային կազմի վրա:

Այդ իսկ պատճառով, մանրէաքանակային կազմի վրա հողերի դեգրադացման ազդեցությունը բացահայտելու համար հետագա հետազոտություններն իրականացվել են՝ հնարավորինս բացառելով հողի մանրէների քանակի վրա ազդող բնական ախարհագրական գործոնները (հողատիպ, լանդշաֆտային գոտի և այլն): Այս նպատակով մեր կողմից նմուշառվել են նույն լանդշաֆտային գոտիներում գտնվող, նույն հողատիպերին պատկանող, սակայն դեգրադացիայի տարբեր աստիճաններ ունեցող տեղամասեր:



Նկար 17. Տարբեր Լ անոշ աֆտայ ին գոսիների և տարբեր հողադափերի մանրէների պատկերը

Աղյ ու սակ 7

Մանրէների քանակը դեգրադացիայի տարբեր աստիճան ու նեցող հողերում

№	Լ անոշ աֆտայ ին գոսի	Հողադափ	Դեգրադացման աստիճան	ԳԱՄ*/գ
1	չ որ տափաս տան այ ի ն	հ ի մ ն ա կ ան ու մ գ որ 2 (բ ա գ 2 ա գ ան ա կ ա գ ու յ ն)	ու ժ ե ղ	$3 \cdot 10^5$
2	մ ար գ ա գ ե տ ն ա տ ա փ ա ս տ ա ն ա յ ի ն	2 ա գ ան ա կ ա գ ու յ ն	մ ի ջ ի ն	$2 \cdot 10^6$
3	մ ար գ ա գ ե տ ն ա տ ա փ ա ս տ ա ն ա յ ի ն	ս ն ա հ ո ղ	թ ու յ լ / չ կ ա	$2 \cdot 10^4$
4	ե ն թ ա լ ա յ ան	Լ ե ո ն ա մ ար գ ա գ ե տ ն ա յ ի լ	թ ու յ լ / չ կ ա	$6 \cdot 10^4$

*- Գաղու թ առ ա ջ ա գ ն ո ղ մ ի ա լ ո թ

Սարի չ այ իր, Մե լ ք ո ա ղ բ յ ու ը ր ար ո տ ա տ ե ղ ա մ ա ս եր ի գ մ եր կ ո ղ մ ի գ ը ն տր վե լ Է դեգրադացիայի տարբեր աստիճան ու նեցող 10 նմ ու 2, Բ ու լ ու մ բ ու գ ար ո տ ա տ ե ղ ա մ ա ս ի գ` 6 նմ ու 2 և Չ որ ան ց ի ար ո տ 1, Չ որ ան ց ի ար ո տ 2 ար ո տ ա տ ե ղ ա մ ա ս եր ի գ` 9 նմ ու 2:

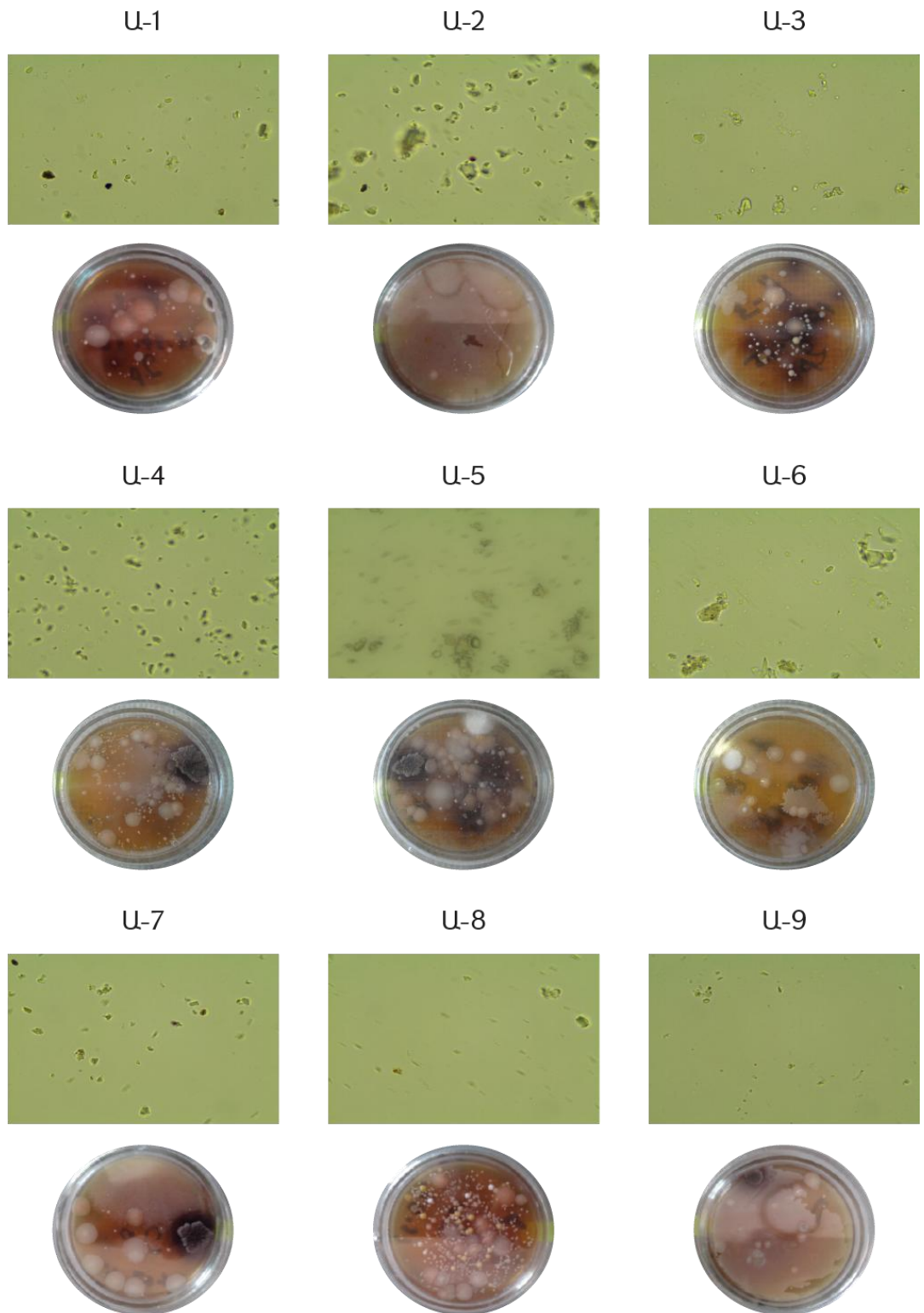
Աղյուսակ 8
Նմուշաված արոտատեղամասերի ընդհանուր քննութագիրը

№	Արոտատեղամաս	Հողատիպ	Լանդշաֆտային գոտիներ	Դեգրադացիայի աստիճան	ԳԱՄ/գ
Ա-1	Սարի չայիր, Մելքոնաղբյուր	Լեռնային սևահողեր	Չափավոր տաք և չափավոր չոր տափաստանային	նևժեղ	$8 \cdot 10^4$
Ա-2				նևժեղ	$3 \cdot 10^5$
Ա-3				նևժեղ	$2 \cdot 10^4$
Ա-4				միջին	$5 \cdot 10^5$
Ա-5				միջին	$9 \cdot 10^5$
Ա-6				միջին	$4 \cdot 10^4$
Ա-7				թույլ /չկա	$7 \cdot 10^4$
Ա-8				թույլ /չկա	$9 \cdot 10^6$
Ա-9				թույլ /չկա	$2 \cdot 10^3$
Ա-11				նևժեղ	$4 \cdot 10^4$
Բ-1				Բուլնու մբուզ	
Բ-2	թույլ /չկա	$4 \cdot 10^7$			
Բ-3	թույլ /չկա	$9 \cdot 10^6$			
Բ-4	միջին	$2 \cdot 10^6$			
Բ-5	միջին	$9 \cdot 10^5$			
Բ-6	միջին	$8 \cdot 10^7$			
Գ-1	Չորանոցի արոտ 1, Չորանոցի արոտ 2	Մուգ շագանակագույն հողեր	Տաք և չոր տափաստանային խոտաբույսային	միջին	$2 \cdot 10^8$
Գ-2				միջին	$7 \cdot 10^5$
Գ-3				միջին	$4 \cdot 10^7$
Գ-4				միջին	$9 \cdot 10^6$
Գ-5				միջին	$3 \cdot 10^3$
Գ-6		միջին		$2 \cdot 10^5$	
Գ-7		Լեռնային սևահողեր		նևժեղ	$3 \cdot 10^5$
Գ-8				նևժեղ	$5 \cdot 10^5$
Գ-9				նևժեղ	$4 \cdot 10^2$

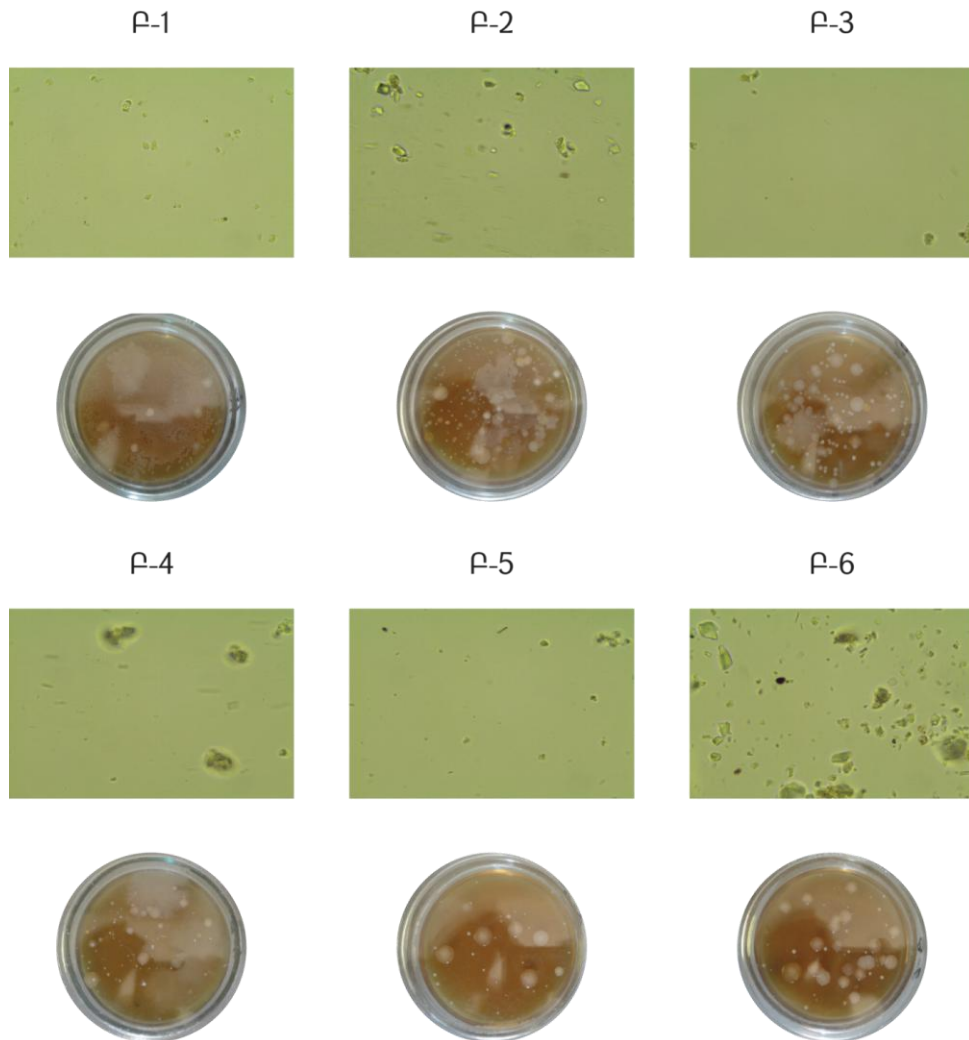
Մանրադիտման համար հողային կախույթներից պատրաստվել են կենդանի պատրաստուկներ, իսկ մանրէների ընդհանուր քանակը որոշելու նպատակով կախույթներից հաջորդական տասնապատիկ նոսրացումները ցանվել են ՄՊԱ-ի վրա: Երկու վերը նշված փորձերի արդյունքները ներկայացված են աղյուսակ 8-ում և նկար 18, 19, 20 - ում:

Ինչպես երևում է աղյուսակ 8-ում ներկայացված արդյունքներից, նույն արոտատեղամասում առկա են դեգրադացիայի տարբեր աստիճաններ ունեցող հողակտորներ, որոնց մանրէաբանական քննութագիրը նույնպես տարբերվում է միմյանցից, ընդ որում, ոչ բոլոր նմուշներում է դիտվում մանրէների քանակի փոփոխման օրինաչափություն՝ կախված հողի դեգրադացիայի

աստիճանից: Որոշ դեպքերում դեգրադացիայի աճին զուգընթաց աստիճանաբար նվազում է մանրէների ընդհանուր քանակը, իսկ որոշ տեղամասերում այն մնում է անփոփոխ, կամ, ընդհակառակը, ավելանում է:



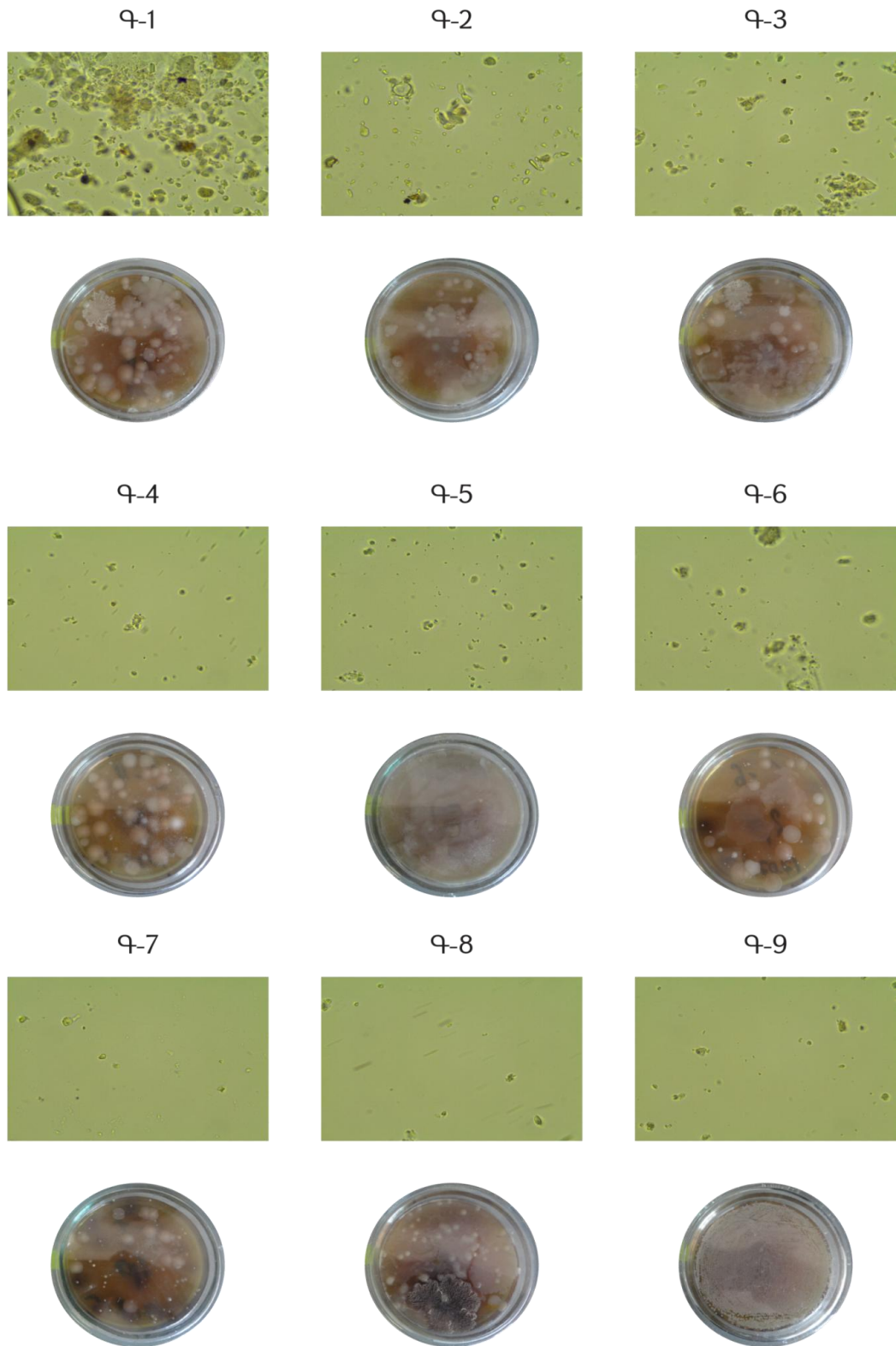
Նկար 18. Սարի չայի, Մելքո աղբյուր արոտատեղամասերի մանրէաքանական բնութագիրը



Նկար 19. Բուլլ ու մբուզ արոտատեղամասերի մանրէաքանական բնութագիրը

Մեր կարծիքով, արոտատեղամասերում մանրէների քանակի տատանումն անկախ դեգրադացիայի աստիճանից պայմանավորված է մի շարք այլ գործոններով, ինչպիսիք են ուսումնասիրվող հողակտորի բուսածածկի բնույթը, բուսական և կենդանական մնացորդների առկայությունը, օրգանական նյութերի պարունակությունն ու դրանց փոխակերպման պրոցեսները, խոնավության աստիճանը և այլն:

Համեմատելով ուսումնասիրված 3 տեղամասերը, կարելի է եզրակացնել, որ չնայած այն հանգամանքի, որ Բուլլ ու մբուզ արոտատեղամասը բնութագրվում է նույն լեռնային սևահող հողատիպով ինչ Սարի չայիր, Մելքո աղբյուր արոտատեղամասերը, այնուամենայնիվ, դրանում նույն դեգրադացիայի աստիճան ունեցող հողակտորներում մանրէների քանակությունը համեմատաբար ավելի բարձր է:



Նկար 20. Չորանոցի արոտ1, Չորանոցի արոտ2 արոտատեղամասերի մանրէաբանական բնու թագիրը

Այս փաստը, հավանաբար, պայմանավորված է հոլմուսի պարունակությամբ (Բուլլուսմբուզ արոտատեղամասի նմուշներում հոլմուսի պարունակությունը կազմում է միջինը 7,2%, ի տարբերություն Սարի չայի, Մելքո աղբյուր արոտատեղամասերի,

որտեղ այն կազմում է միջինը 5,1% ու Չորանոցի արոտ 1, Չորանոցի արոտ 1 արոտատեղամասերի, որտեղ այն կազմում է միջինը 4,7%):

Հայտնի է, որ տարբեր հողատիպերում՝ կախած աշխարհագրական գործոններից, գերակշռում են մանրէների տարբեր խմբավորումներ: Ընդ որում, մանրէների ֆիզիոլոգիական խմբերի քանակը, ըստ հողի դեգրադացիայի աստիճանի կտրուկ փոփոխվում է, քանի որ այն մեծ ազդեցություն է թողնում մանրէների քանակական և որակական կազմի վրա [30]:

Հողի մանրէաբանական հետազոտություններում մանրէների քանակի որոշումից բացի մեր կողմից իրականացվել է նաև առանձին ցեղերի նույնականացումը՝ ըստ համապատասխան որոշիչների [32, 158]:

Նախնական տվյալներով, մեր կողմից հետազոտվող հողերի մանրէական ասոցիացիաներում գերակշռում էին բակտերիաները, ակտինոմիցետները և սնկերը: Դրա համար բացի ՄՊԱ-ից, փորձերի ընթացքում օգտագործվել են նաև հետևյալ սելեկտիվ միջավայրերը՝

- (N1) օսլա-ամոնիակային՝ ակտինոմիցետների համար,
- (N2) Չապեկի՝ մանրադիտակային սնկերի համար,
- (N3) Չապեկ-Դոկսի՝ միցելիումային սնկերի համար,
- (N4) կարտոֆիլի՝ տարբեր մանրէների համար,
- (N5) Էշբիի՝ ազոտֆիքսող բակտերիաների համար,
- (N6) լոբուլ՝ պլարաբակտերների համար:

Հետազոտության իրականացման ընթացքում ընտրվել են մանրէների բազմազանությամբ աչքի ընկնող հողային նմուշներ՝ Ա-5, Բ-3, Գ-1, որոնք ցանվել են վերը նշված միջավայրերի վրա: Գաղութները խմբավորվել են ըստ սելեկտիվ միջավայրի վրա աճի և ֆենոտիպի: Նույնանման գաղութներն առանձնացվել, ներկվել և ուսումնասիրվել են մանրադիտակով:

Հետազոտությունների արդյունքները ցույց են տվել, որ լեռնային սևահողերի միկրոֆլորան բաղկացած է բակտերիաներից, ակտինոմիցետներից և սնկերից (առյուսակ 9): Ընդ որում, բակտերիաների հարաբերական պարունակությունը զգալիորեն բարձր է: Ձողաձև մանրէներից գերակշռում են՝ *Bacillus* ցեղին

պատկանող մանրէները:

Actinomyces ցեղի ներկայացուցիչների քանակությունը նմուշներում փաստում է այն մասին, որ նրանք ակտիվորեն զարգանում են կարբոնատային սևահողերում: Նշված հողատիպում հանդիպում են նաև մուգ գունանյութառաջացնող սնկեր:

Համեմատելով նույն հողատիպ ունեցող տարբեր արոտատեղամասերի մանրէների քանակական ցուցանիշները, կարելի է փաստել, որ, ի տարբերություն Սարի չայի, Մելքո աղբյուր արոտատեղամասերի, Բուլլու մբուզ արոտատեղամասում գերակշռում են բակտերիաները:

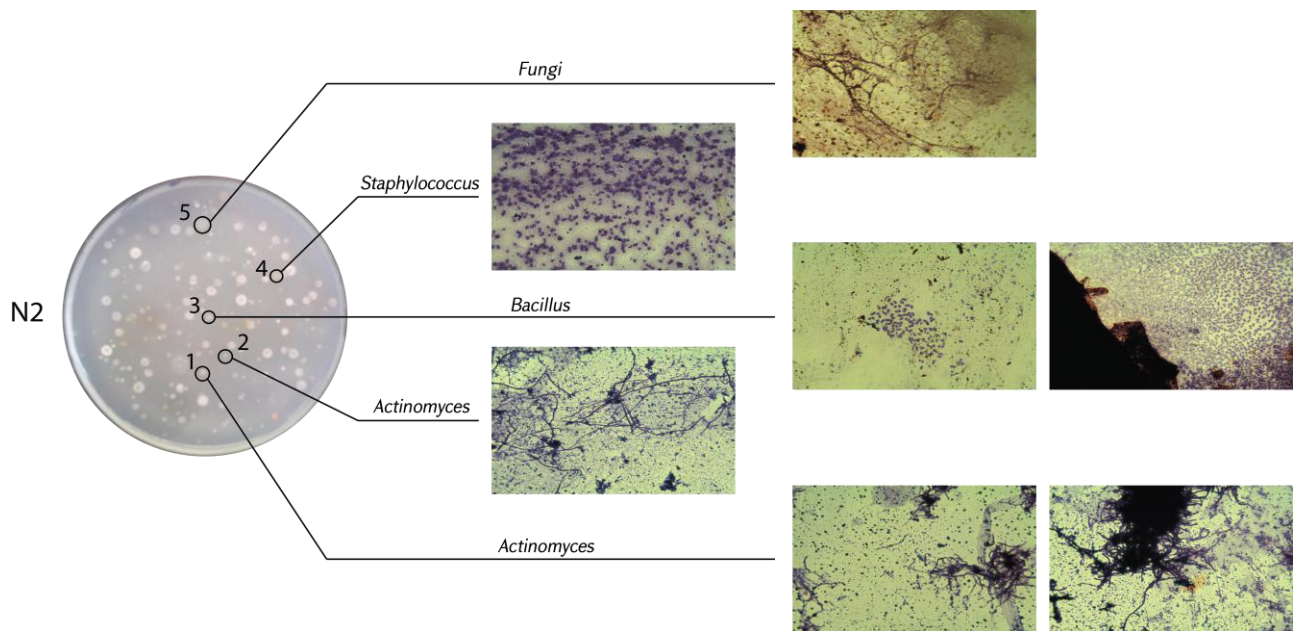
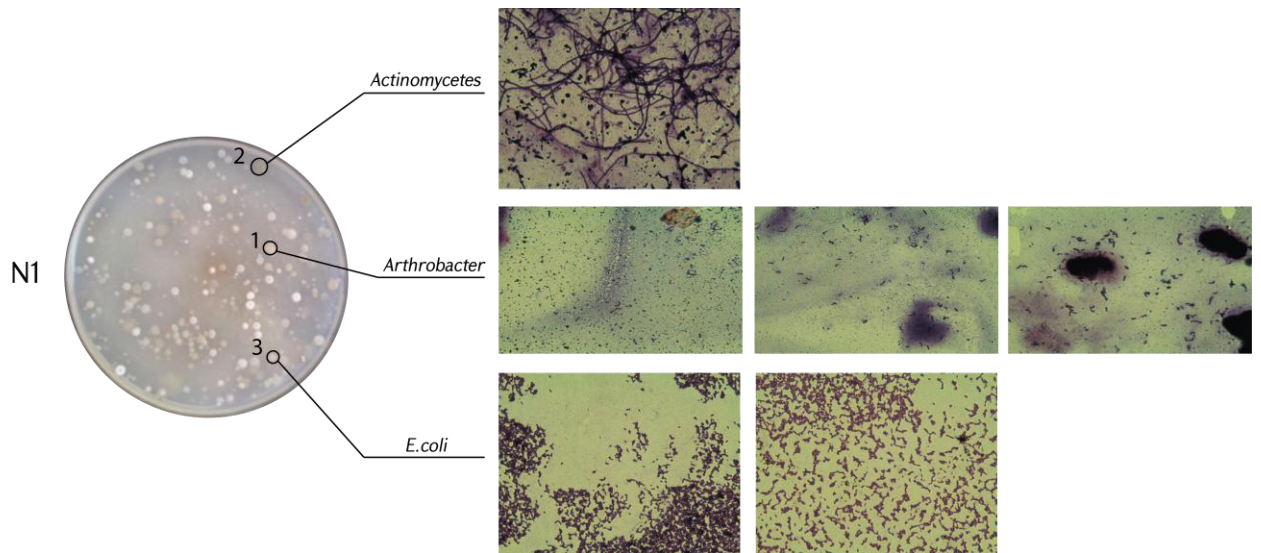
Ինչպես հայտնի է, հողի դեգրադացիայի աստիճանից կախված կտրուկ փոխվում է մանրէների բոլոր խմբերի քանակությունը: Դեգրադացիայի նկատմամբ հատկապես զգայուն են բակտերիաները, այդ թվում՝ սպորառաջացնող և ամոնիֆիկացնող տեսակները: Ընդհանուր առմամբ, ուսումնասիրությունները ցույց են տվել, որ ուժեղ դեգրադացված հողերում, ի հակադրություն թույլ և միջին աստիճանի, *Bacillus* և *Pseudomonas* ցեղերի ներկայացուցիչները գրեթե չեն հանդիպում:

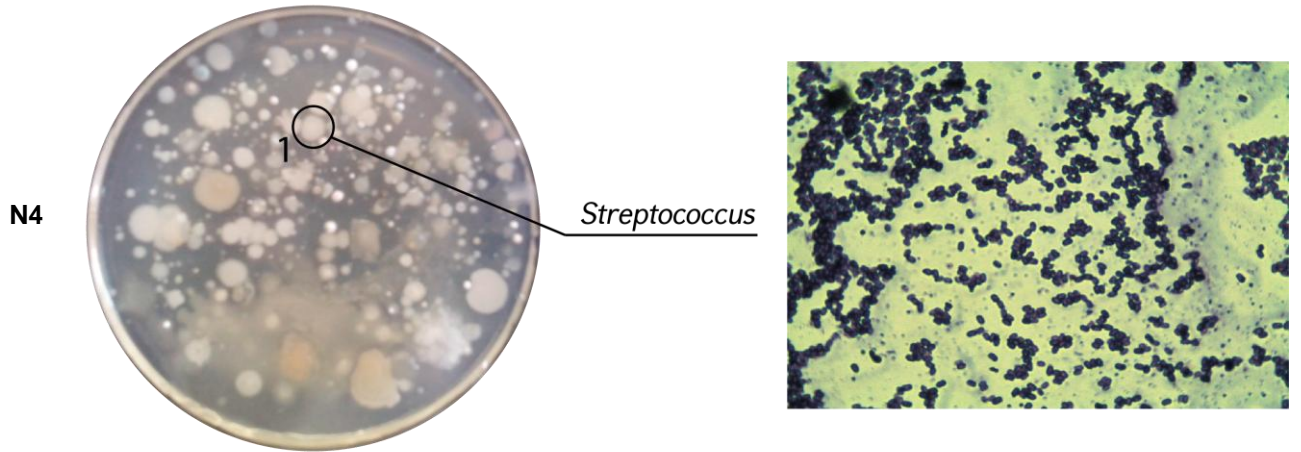
Աղյուսակ 9
Սարի չայի, Մելքո աղբյուր և Բուլլու մբուզ արոտատեղամասերի միկրոֆլորայի կազմը

Հողատիպ	Արոտատեղամաս	Հիմնական խմբերը, %		
		բակտերիաներ	սնկեր	ակտինոմիցետներ
Լեռնային սևահողեր	Սարի չայի, Մելքո աղբյուր	51	24	25
	Բուլլու մբուզ	78	11	11

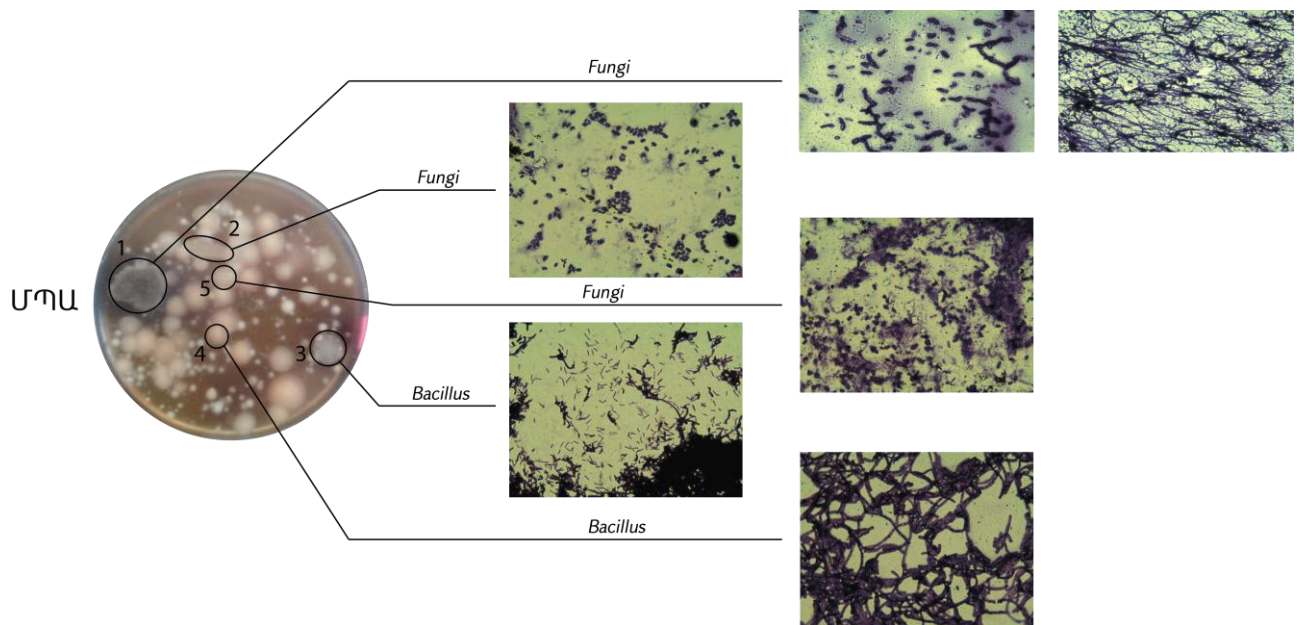
Ստորև ներկայացված 21, 22 և 23 նկարներում պատկերված են Լեռնային սևահող հողատիպի Սարի չայի, Մելքո աղբյուր արոտատեղամասերի դեգրադացիայի միջին աստիճան ունեցող Ա-5 նմուշում և Բուլլու մբուզ արոտատեղամասի դեգրադացիայի թույլ/չկա աստիճան ունեցող Բ-3 նմուշում առկա մանրէների առանձին ցեղերի գաղութների և բջիջների պատկերները: Տարբեր սելեկտիվ միջավայրերից ընտրվել են նմանատիպ առավել հաճախ

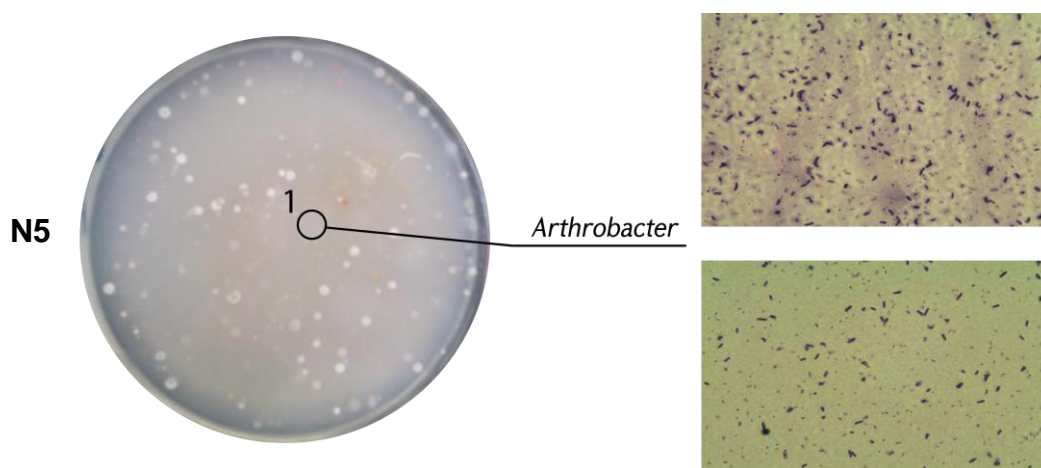
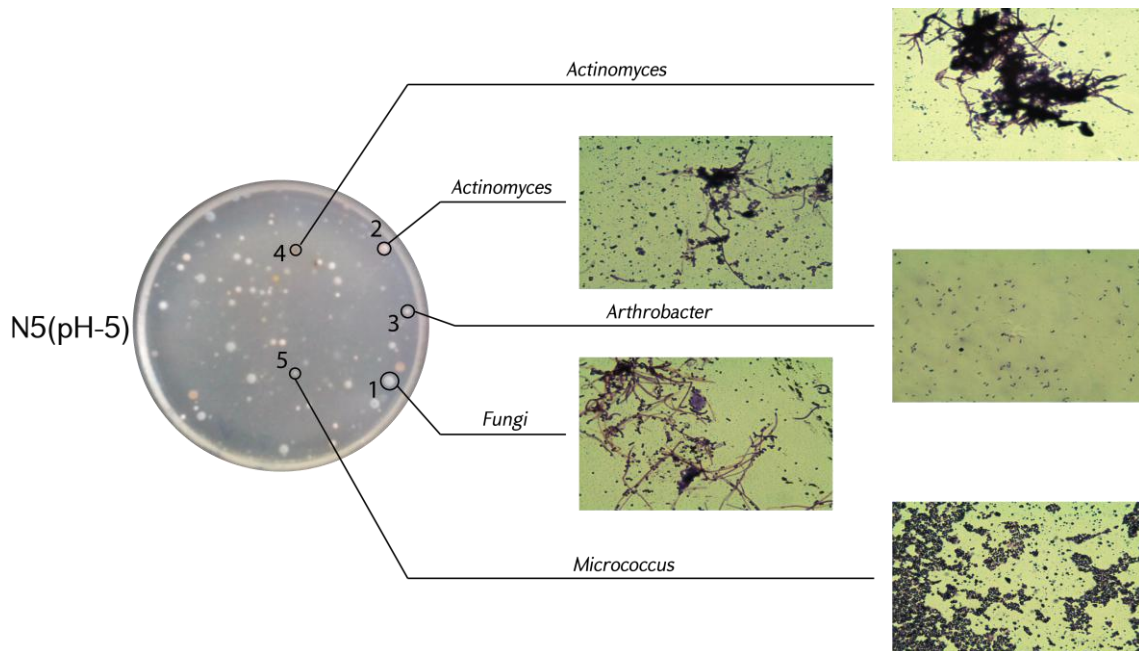
հանդիպող տեսակներ: Դրանց շարքում հանդիպում են և՛ գրամդրական, և՛ գրամբացասական ձևեր:



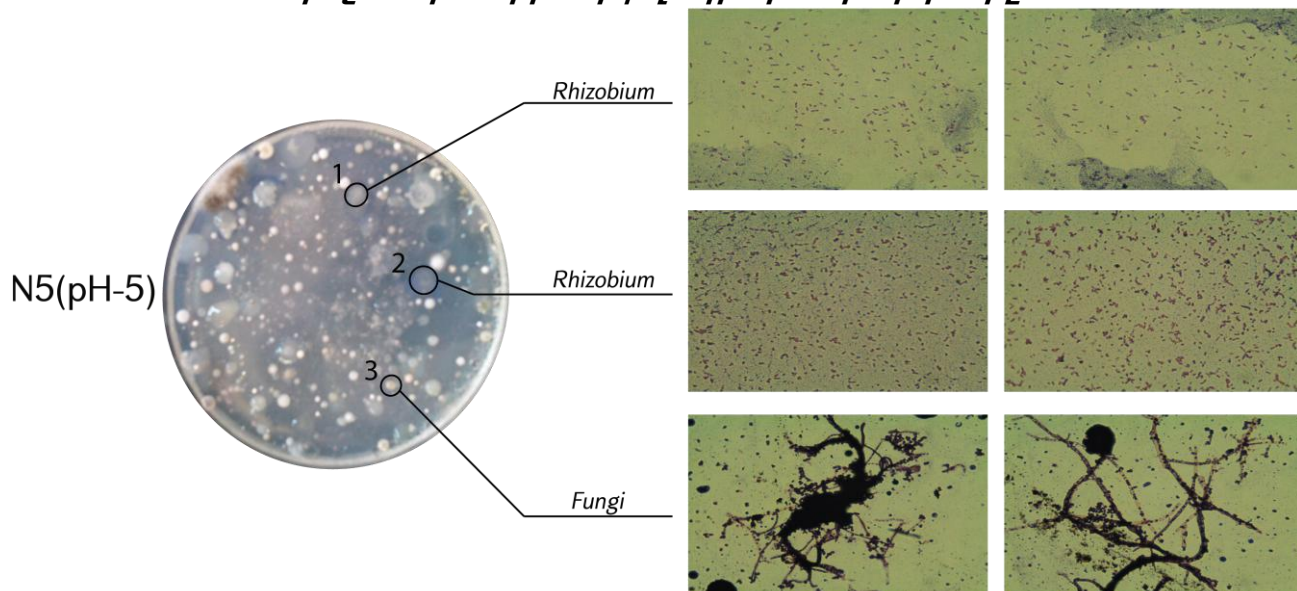


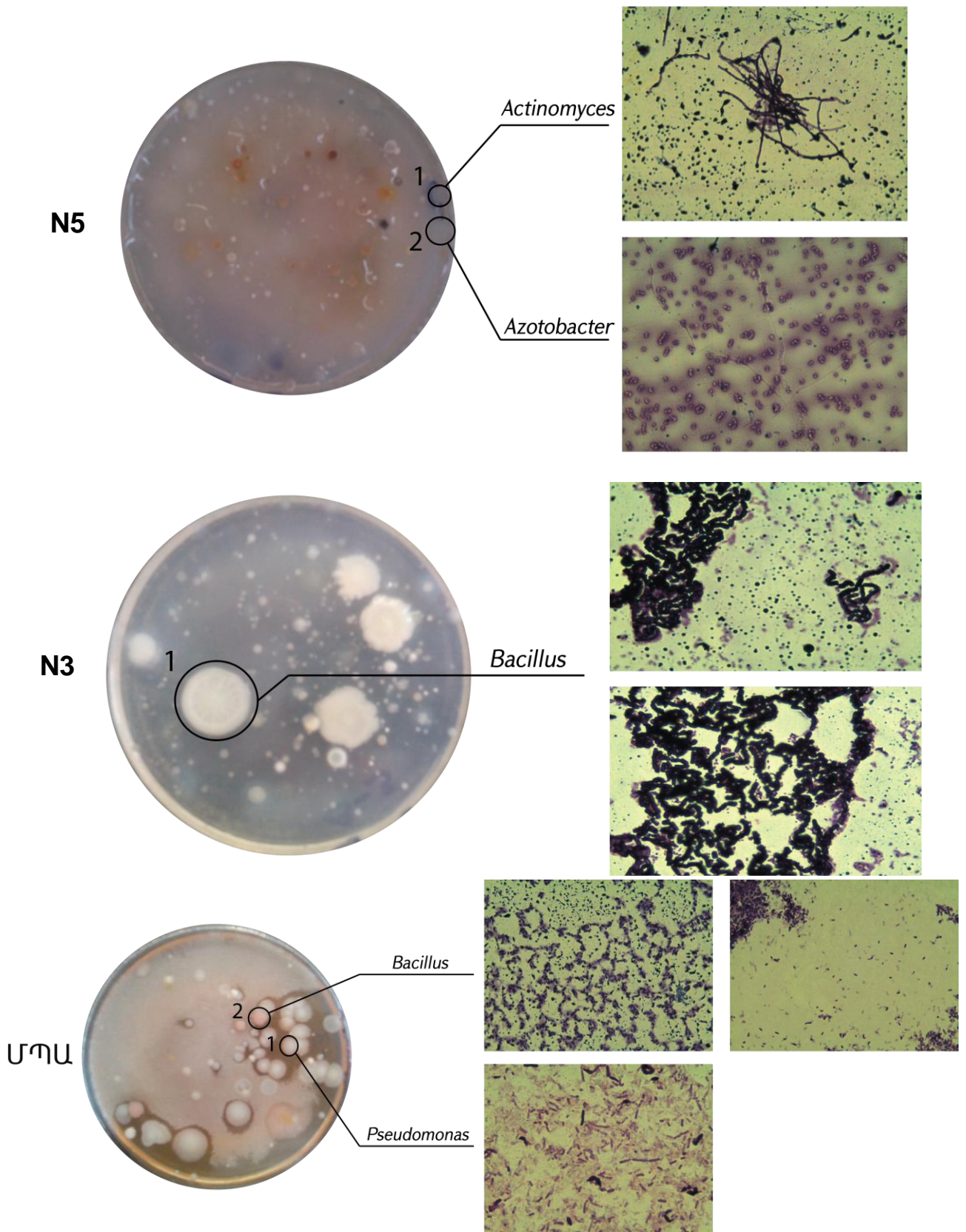
Նկար 21. Սարի չ այ իր, ՄԵԼ քո աղբյ ու ըր արոտաաեղամաերից վերցված Ա-5 նմուշի որոշ մանրէների մորֆոլ ոգիական պատկերները





Նկար 22. Սարի չ այ իր, ՄԵԼ քո աղբյ ուր արոտաւեղամաւերից վերցված Ա-5 նմուշի որոշ մանրէների մորֆոլ ոգիական պատկերները





Նկար 23. ԲՈԼԼ ՈԼՄԲՈԼՉ արոտատեղամասից վերցված F-3 նմուշի որոշ մանրէների մորֆոլոգիական պատկերները

Ինչպես երևում է նկարներից, Սարի չայի, Մելքո աղբյուր արոտատեղամասերի հողերում գերակշռում են սնկերը, *Actinomyces*,

Bacillus, *Arthrobacter* ցեղերի ներկայացուցիչները, հանդիպում են նաև *Micrococcus*, *Staphylococcus*, *Streptococcus*, *Escherichia* ցեղերին պատկանող տեսակներ:

Ի տարբերություն վերը նշվածի, Բուլլուլբուլգարոտատեղամասից ընտրված հողի նմուշում գերակշռում են *Bacillus*, *Rhizobium* ցեղերի ներկայացուցիչները, հանդիպում են նաև սնկեր, նախակենդանիներ (*Protozoa*) և *Azotobacter*, *Pseudomonas*, *Actinomyces* ցեղերի ներկայացուցիչներ:

Ստացված տվյալներից կարելի է եզրակացնել, որ չնայած նույն հողատիպի (լեռնային սևահող), Բուլլուլբուլգարոտատեղամասից ընտրված հողի նմուշն ավելի հարուստ է ազոտֆիքսող բակտերիաներով, ինչը պայմանավորված է այդ տարածքի առատ բուսականությամբ (դեգրադացիայի օստիճան), հողում առկա հումուսի, ազոտի համեմատաբար բարձր պարունակությամբ: Ուսումնասիրման արդյունքները փաստում են, որ մանրէների այս ֆիզիոլոգիական խմբերի գործունեության հետևանքով հողի ազոտը, որը հիմնականում գտնվում է օրգանական նյութերի կազմում, ձևափոխվում է բույսերի համար մատչելի ձևերի:

Այսպիսով, համեմատելով Ա և Բ տեղամասերից ընտրված հողի նմուշներից ստացված տվյալները, կարելի է եզրակացնել, որ Ա-5 նմուշին համապատասխանող տեղամասում դեգրադացիան ուղեկցվել է հողում սննդարար նյութերի նվազմամբ, հողի ֆիզիկա-քիմիական հատկությունների վատթարացմամբ, ինչը, ի վերջո, հանգեցրել է հողի կենսաբանական ակտիվության նվազման, ազոտի փոխանակմանը մասնակցող մանրէների առանձին խմբերի և ֆերմենտների ակտիվության ճնշման, ինչպես նաև դրանց տեսակային կազմի փոփոխության:

Գրական աղբյուրներում նշվում է, որ շագանակագույն հողերի միկրոֆլորայի կազմում բակտերիաների հարաբերական պարունակությունը զգալիորեն քիչ է, քան սևահողերում: Սակայն, մուգ շագանակագույն հողերում մանրէների քանակությունը մոտ է սևահողերի կարբոնատային ենթատիպում նրանց քանակությանը [30, 40]:

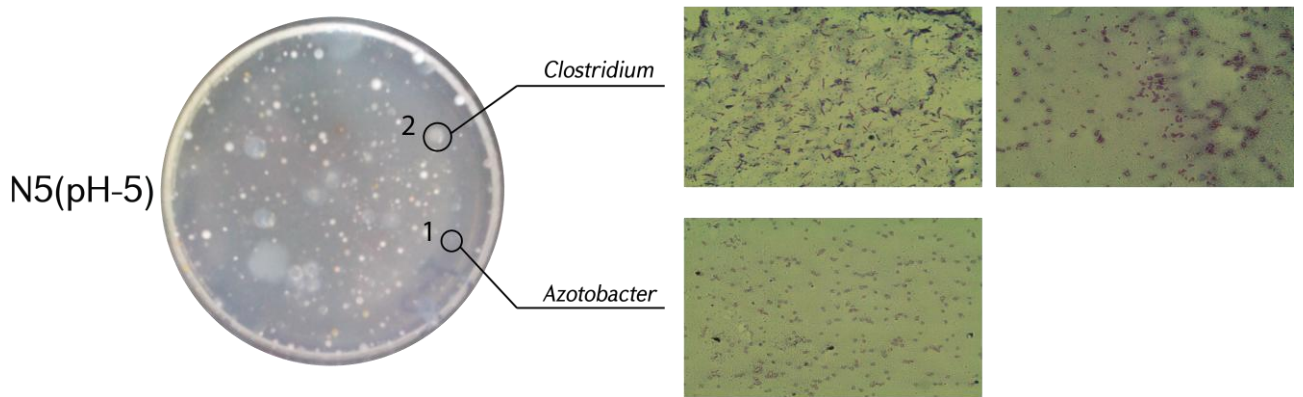
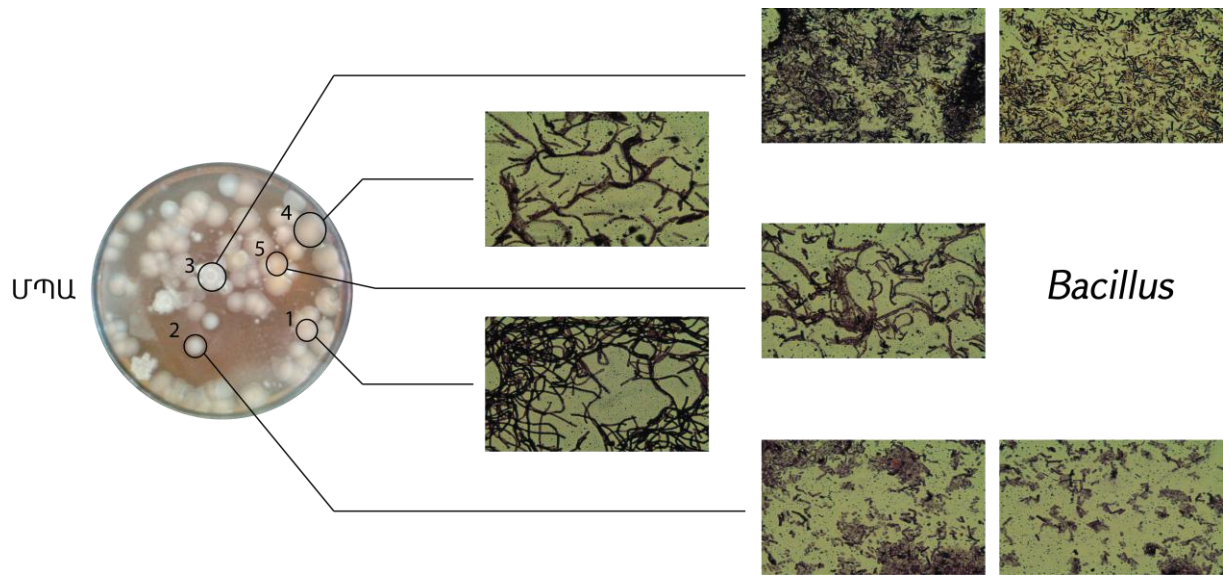
Չորանոցի արոտ 1 և Չորանոցի արոտ 2 արոտատեղամասերի մոլգ շագանակագույն հողերի մանրէների ուսումնասիրություները ցույց է տվել, որ միկրոֆլորայի կազմում գերակշռում են սարրառաջացնող *Bacillus* ցեղի ներկայացուցիչները, ի տարբերություն հայտնի տվյալների [30, 40], որոնց համաձայն նման հողատիպերը բնութագրվում են ակտինոմիցետների մեծ քանակությամբ: Այս արոտատեղամասի հողում հանդիպում են նաև *Azotobacter*, *Clostridium* ցեղերի ներկայացուցիչներ (աղյուսակ 10):

Աղյուսակ 10
Չորանոցի արոտ1 և Չորանոցի արոտ2 արոտատեղամասերի միկրոֆլորայի կազմը

Արոտատեղամաս	Չողատիպ	Հիմնական խմբերը,%		
		բակտերիաներ	սնկեր	ակտինոմիցետներ
Չորանոցի արոտ 1, Չորանոցի արոտ 2	Մոլգ շագանակագույն հողեր	100	-	-
	Լեռնային սևահողեր	75	6	19

Ստորև ներկայացված նկար 24-ում պատկերված են Չորանոցի արոտ 1 և Չորանոցի արոտ 2 արոտատեղամասերից դեգրադացիայի միջին աստիճան ունեցող Գ-1 նմուշում (մոլգ շագանակագույն հողատիպ) տարբեր սելեկտիվ միջավայրերից ընտրված մանրէների առանձին ցեղերի մորֆոլոգիական պատկերները:

Համադրելով հետազոտությունների ընթացքում ստացված արդյունքները, կարելի է եզրակացնել, որ ուսումնասիրված Ա, Բ և Գ տեղամասերում առկա են դեգրադացիայի թույլ, միջին և ուժեղ աստիճաններ ունեցող տարածքներ, որոնք տարբերվում են միկրոֆլորայի քանակական և որակական ցուցանիշներով:



Նկար 24. Չորանոցի արոտ1 և Չորանոցի արոտ2 արոտատեղամասերից վերցված Գ-1 նմուշի որոշ մանրէների մորֆոլոգիական պատկերները

Նույն արոտատեղամասի հողակտորներում դեգրադացիայի տարբեր աստիճանն առանձնապես չի ազդել մանրէների ընդհանուր քանակի վրա: Առավել հատկանշական է, որ նույն հողատիպում գրանցվել է մանրէների քանակի և տեսակային կազմի զգալի տարբերություն, ինչը կարող է պայմանավորված լինել այլ գործոններով:

ԳԼՈՒԽ5. ՀՈՂԵՐԻ ԴԵԳՐԱԴԱՑԻԱՅԻ ԴԵՄՊՆԱԶԱՐԻ

ԿԵՆՍՍՏԵԽՆՈՒՆՈՒՄՈՒՆ ՈՐԳԻՍՄԱՆ ՄԻՋՈՑԻ ՄՇԱԿՈՒՄԸ

Ներկայ ումս համաշխարհային հանրությանը կանգնած է հանքային պարարտանյութերի անսահմանափակ օգտագործման խնդրի առջև: Չայտնի է, որ քիմիական պարարտանյութերը թունավոր են, վնասում են կենսոլորտը և մարդու մոտ առաջացնում են տարբեր հիվանդություններ [12, 27]: Քիմիական, հատկապես ազոտական պարարտանյութերի լայնածավալ և երկարատև օգտագործումը հանգեցնում է աղետալի հետևանքների՝ հողերի աղքատացմանը, որոշ չափով դեգրադացիայի առաջացմանը, քաղցկեղածին նիտրատների և նիտրիտների թույլատրելի կոնցենտրացիաների գերազանցմանը, մթնոլորտում ջերմոցային գազերի արտանետումների աճին՝ նպաստելով կլիմայի փոփոխությանը [146]:

Այսպիսով, ոչ միայն հողի բերրիության պահպանման, այլ նաև հողում, հետևաբար նաև սննդամթերքներում, վերոնշյալ վտանգավոր նյութերի պարունակության նվազեցման խնդիրը դառնում է արդիական և հրատապ [122]:

Այս տեսանկյունից, Էկոլոգիապես վտանգավոր քիմիական պարարտանյութերի կիրառման սահմանափակումը և փոխարինումը Էկոլոգիապես անվտանգ կենսատեխնոլոգիական պարարտանյութերով նպաստում է հողերի բարելավմանը և բերրիության բարձրացմանը [150]:

Նշված խնդրի լուծման ճանապարհներից մեկը՝ կենսապարարտանյութերի ստեղծումը և արտադրությունն է: Վերջիններիս կիրառումը պահպանում է հողի կառուցվածքը, դրա քիմիական և մանրէաբանական կազմը և, որպես հետևանք, կանխում է կենսաբանական դեգրադացիան:

Չայտնի է, որ ազոտային սնուցումը ոչ միայն գյուղատնտեսական մշակաբույսերի բերքատվության բարձրացման, այլ հողերում ազոտի քանակի ապահովման հիմնական գործոնն է: Բույսերին ազոտ կարելի է «մատակարարել» բնական օրգանական պարարտանյութերի՝ գոմաղբի կամ թռչնաղբի տեսքով, կամ հողը սնուցել քիմիական պարարտանյութերով, օրինակ՝ ամոնիակային բորակով (սելիտրայով):

Ազոտական պարարտանյութերի դերը կալիումական և ֆոսֆորական պարարտանյութերի համեմատությամբ բավականին մեծ է, քանի որ ազոտը մտնում է սպիտակուցների, նուկլեինաթթուների, քլորոֆիլի, վիտամինների և այլ կենսաբանական կարևոր միացությունների բաղադրության մեջ՝ հանդիսանալով դրանց կենսականորեն անհրաժեշտ տարր: Օպտիմալ չափաբաժիններով տրված ազոտական պարարտանյութերը 20-40%-ով ավելացնում են բույսերի բերքատվությունը: Սակայն ազոտական հանքային պարարտանյութերի հաճախակի օգտագործման դեպքում կտրուկ բարձրանում է դեինիտրիֆիկացումը և կենսաբանական իմոբիլիզացումը: Արդյունքում, նվազում է այդ պարարտանյութերի օգտակար օգտագործման գործակիցը, ինչն էլ հանգեցնում է մթնոլորտի աղտոտմանը: Ըստտարբեր տվյալների, հողներում ծված ազոտի մատչելի ձևերի անմիջական յուրացման չափը բույսերի կողմից տատանվում է 30-70% տիրույթում, ինչը միջին հաշվով համապատասխանում է կիրառված թանկարժեք պարարտանյութերի կեսի կորստին [23]:

Կենսաբանական պարարտանյութերի կիրառման նպատակն է հողը հարստացնել օգտակար մանրէներով:

Կենսապարարտանյութերի ստեղծման համար հիմնականում հիմք են հանդիսանում հողի միկրոֆլորայից անջատած մթնոլորտային ազոտը ֆիքսող մանրէներ, որոնք նաև ընդունակ են ազոտ, ֆոսֆոր, մակրոտարրեր պարունակող միջարք օրգանական և անօրգանական նյութերը վերափոխել բույսերի կողմից հեշտությամբ յուրացվող միացությունների:

Ներկայումս, հողի ազոտային ռեժիմի բարելավման համար կիրառվող մանրէական պրեպարատները հիմնականում բաժանվում են 2 խմբի:

1. Ազատ ապրող *Azotobacter* մանրէի հիման վրա ստացված պրեպարատներ:
2. Բույսերի հետ համակցությամբ ապրող պալարաբակտերիաներից (օրինակ՝ *Rhizobium*) ստացված պրեպարատներ:

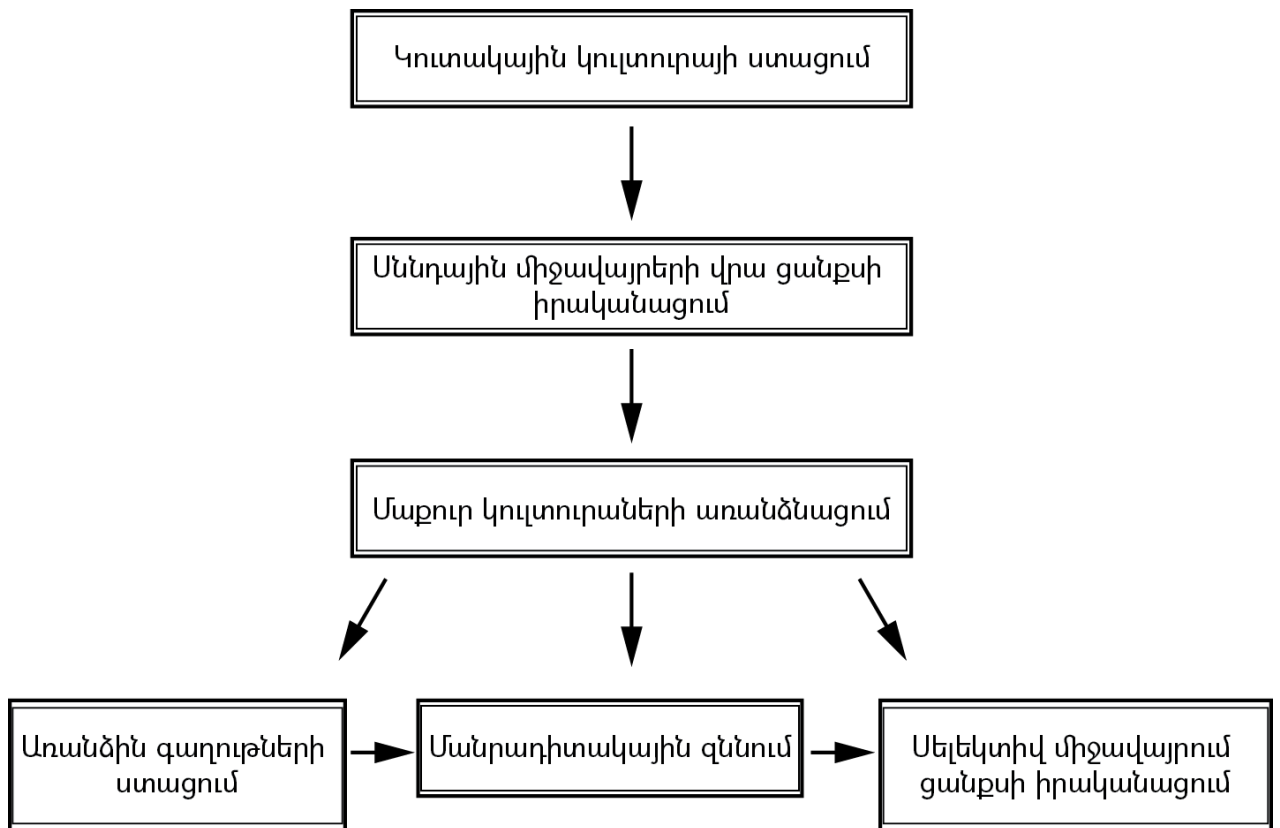
Աշխատանքի այս փուլի նպատակն է եղել ուսումնասիրված

արոտավայրերից առանձնացնել և ընտրել առավել ակտիվ ազոտֆիքսող բակտերիաներ՝ որպես հիմք դեգրադացված հողերի վերականգնմանն ուղղված կենսաապարարտանյութերի ստացման համար:

5.1. Ազոտֆիքսող բակտերիաների մաքուր կուլտուրաների անջատում

Ինչպես արդեն ներկայացվեց, հողերի միկրոֆլորայի ուսումնասիրման ընթացքում մեր կողմից F-3 և Գ-1 նմուշներից առանձնացվել և նույնականացվել են ազոտֆիքսող *Rhizobium* և *Azotobacter* ցեղերին պատկանող շտամներ:

Մանրէների առանձնացումը և նույնականացումն իրականացվել է ըստ նկար 25-ում բերված սխեմայի:



Նկար 25. Ազոտֆիքսող մանրէների առանձնացումը և նույնականացումը

Առանձնացված մաքուր կուլտուրաների հիմնական հատկությունների նկարագրությունը, վերլուծությունը և ստացված տվյալների հիման վրա նրանց նույնականացումն իրականացվել է ըստ հայտնի եղանակների [21, 86]:

Տարբեր միջավայրերի վրա մաքուր կուլտուրաների

ուսումնասիրությունը ցույց է տվել, որ նրանցից չորսն առանձնանում են լոբու և էշբիի միջավայրերի վրա լավ աճով: Ցանքսից երկու օր անց դիտվել են միանման՝ սպիտակ, շրջանաձև, լորձային, 1-2 մմ տրամագծով թափանցիկ գաղութներ: ՄՊԱ-ի վրա գաղութները կլոր են, 2-3 մմ տրամագծով, ուռուցիկ, հարթ մակերեսով, դեղնասպիտակ: Վերջիններիս մանրադիտակային զննումը ցույց է տվել, որ կոլոկտուրաների բջիջներն ունեն փոքր (0,5 միկրոմետր 3,0 մկմ), կլորավուն եզրագծերով, շարժուն ձողիկների տեսք: Հասուն բջիջները հիմնականում անշարժ են, նկատվում են վակուոլներ: Ըստ Գրամի բջիջները ներկվում են բացասական:

Շտամների ֆիզիոլոգիական և կենսաքիմիական առանձնահատկությունների ուսումնասիրություններից պարզվել է, որ կոլոկտուրաներն աերոբ են, լավ աճում է խաղողաշաքարի (գլյուկոզ), պտղաշաքարի (ֆրուկտոզ), եղեգնաշաքարի (սախարոզ), ածիկաշաքարի (մալթոզ), մանիտի վրա: Չեն աճում քսիլոզի, արաբինոզի վրա: Աճի օպտիմալ պայմաններն են՝ $28 \pm 2^\circ \text{C}$, միջավայրի pH 6,5-7,0:

Այսպիսով, ընտրված կոլոկտուրաներն ըստ մորֆոֆիզիոլոգիական առանձնահատկությունների մեր կողմից դասվել են պալարաբակտերիաների ցեղին:

Մեկ այլ №20 շտամը, որը նախնական ուսումնասիրության արդյունքում ընտրվել է որպես *Azotobacter* ցեղին պատկանող մանրէ, առանձնանում է լավ աճով էշբիի միջավայրի վրա, առաջացնելով կլոր, 1-2 մմ տրամագծով, լորձային, դեղնականաչավուն, թափանցիկ, ուռուցիկ, հարթ մակերեսով գաղութներ: ՄՊԱ-ի վրա նկատվում է թույլ աճ: Բջիջները կարճ ձողաձև են, քիչ շարժուն, գրամբացասական, ոչ սպորավոր:

Շտամը, ըստ ֆիզիոլոգիական և կենսաքիմիական առանձնահատկությունների, աերոբ է, լավ աճում է խաղողաշաքարի (գլյուկոզ), պտղաշաքարի (ֆրուկտոզ), եղեգնաշաքարի (սախարոզ), ածիկաշաքարի (մալթոզ), մանիտի, էթանոլի, կերամաթի վրա: Չի աճում սորբիտի, արաբինոզի, վրա: Աճի օպտիմալ պայմաններն են՝ $30 \pm 2^\circ \text{C}$, pH 7,0±0,2:

5.2. Ընտրված *Rhizobium* և *Azotobacter* ցեղերին պատկանող կուլի տուրաների կուլի տիվացման պարամետրերի որոշում (միջավայրի pH, կուլի տիվացման ջերմաստիճան և տևողություն)

Կենսապարարտանյութի ստացման նպատակով մեր կողմից ուսումնասիրվել են ընտրված շտամների կուլի տիվացման պայմանները, ֆիզիոլոգիական և տեխնոլոգիական առանձնահատկությունները: Այդ նպատակով *Rhizobium* ցեղին պատկանող №1, №2, №3 և №4 առանձնացված կուլի տուրաներն աճեցվել են 100 մլ ծավալով հետևյալ բաղադրությունից՝ էջբիի հեղուկ միջավայրում (գ/լ)՝ սախարոզ – 20, K₂HPO₄ – 0,2, MgSO₄ × 7H₂O – 0,2, NaCl – 0,2, K₂SO₄ – 0,1, CaCO₃ – 5: Կուլի տիվացումն իրականացվել է 500 մլ տարողությամբ էրլենմեյերի կոլբաներում թափահարիչի վրա 200 պտրարագություն պայմանում:

Որպես ցանքսանյութ հանդիսացել է էջբիի ագարի վրա աճեցված կուլի տուրաների 1 մլ ծավալով կախույթը:

Կուլի տուրաների աճի դինամիկան ուսումնասիրելու նպատակով փորձերն իրականացվել են տարբեր pH-ի, ջերմաստիճանի և կուլի տիվացման տևողության պայմաններում:

Փորձերի արդյունքները գնահատվել են որոշելով բակտերիաների կենսունակ բջիջների քանակը 1 մլ կուլի տուրալ հեղուկում (ԿՅ)՝ հաջորդական նոսրացումների եղանակով և պինդ սննդամիջավայրի վրա ցանքսի ճանապարհով:

Այդ ուսակներ 11-13-ում ներկայացված են ընտրված շտամների աճի վրա կուլի տիվացման պարամետրերի ազդեցության 7 փորձերի միջինացված տվյալները:

Այդ ուսակ 11
Կուլի տիվացման միջավայրի pH-ի ազդեցությունը շտամների կենսունակ բջիջների քանակի վրա

Շտամ	pH	ԳԱՄ/մլ
№ 1	5,0	1,4·10 ⁵
	6,0	2,8·10 ⁸
	7,0	5,7·10 ⁸
	8,0	1,7·10 ⁶
№ 2	5,0	1,1·10 ⁵
	6,0	1,8·10 ⁸
	7,0	4,8·10 ⁸
	8,0	2,0·10 ⁶
№ 3	5,0	1,3·10 ⁵

	6,0	$2,1 \cdot 10^8$
	7,0	$6,9 \cdot 10^8$
	8,0	$2,1 \cdot 10^5$
№ 4	5,0	$1,6 \cdot 10^6$
	6,0	$2,5 \cdot 10^8$
	7,0	$7,8 \cdot 10^8$
	8,0	$3,5 \cdot 10^7$

Կուլ տուրաների աճը ուսու մնասիրվել է pH 5,0-8,0, 26-32 °C և 24-72 ժամ տիրույթների պայմաններում, ընդ որում pH-ի ազդեցությամբ ուսու մնասիրվել է 28 °C ջերմաստիճանի, 48 ժամ պայմաններում, իսկ ջերմաստիճանի ազդեցությամբ՝ pH 7,0, 48 ժամ պայմաններում: Կուլ տիվացման տևողության որոշման նպատակով ընտրվել են pH 7,0, 28 °C ջերմաստիճանային պայմանները:

Աղյուսակ 12
Կուլ տիվացման ջերմաստիճանի ազդեցությամբ 2 տամների կենսու նակ բջիջների քանակություն

Շտամ	Ջերմաստիճան, °C	ԳԱՄ/մլ
№ 1	26	$2,9 \cdot 10^7$
	28	$1,8 \cdot 10^8$
	30	$5,9 \cdot 10^8$
	32	$2,5 \cdot 10^8$
№ 2	26	$3,1 \cdot 10^7$
	28	$2,0 \cdot 10^8$
	30	$6,7 \cdot 10^8$
	32	$5,5 \cdot 10^8$
№ 3	26	$2,1 \cdot 10^7$
	28	$2,0 \cdot 10^9$
	30	$5,8 \cdot 10^8$
	32	$6,5 \cdot 10^8$
№ 4	26	$3,2 \cdot 10^8$
	28	$5,6 \cdot 10^9$
	30	$7,8 \cdot 10^9$
	32	$2,9 \cdot 10^8$

Աղյուսակ 13
Կուլ տիվացման ժամանակի ազդեցությամբ 2 տամների կենսու նակ բջիջների քանակություն

Շտամ	Կուլ տիվացման ժամանակ, ժամ	ԳԱՄ/մլ
№ 1	24	$1,8 \cdot 10^7$
	48	$6,5 \cdot 10^8$
	72	$5,9 \cdot 10^8$
№ 2	24	$1,1 \cdot 10^7$
	48	$8,7 \cdot 10^8$
	72	$8 \cdot 10^8$

№ 3	24	$1,9 \cdot 10^7$
	48	$4,9 \cdot 10^8$
	72	$4,2 \cdot 10^8$
№ 4	24	$1,5 \cdot 10^8$
	48	$9,8 \cdot 10^9$
	72	$8,9 \cdot 10^9$

Աղյուսակ 14-ում ներկայացված են ընտրված շտամների աճեցման առավել օպտիմալ պայմանները:

Աղյուսակ 14
Շտամների կուլտիվացման համեմատական տվյալները

Շտամ	Կուլտիվացման պարամետրեր			ԳԱՄ/մլ
	pH	Ջերմաստիճան, °C	Կուլտիվացման ժամանակ, ժամ	
№ 1	7,0	30	48	$1,9 \cdot 10^8$
№ 2				$2,7 \cdot 10^8$
№ 3				$7,2 \cdot 10^8$
№ 4				$9,2 \cdot 10^8$

Ինչպես երևում է աղյուսակի տվյալներից, ընտրված պայմաններում առավելագույն աճ գրանցվում է №4 շտամի մոտ: Կուլտուրաների մանրադիտակային ուսումնասիրման ժամանակ բջիջների քանակի ավելացման հետմեկ տեղակատվել է դրանց ակտիվ շարժունակությունը №4 շտամի մոտ: Յետևաբար, ելնելով փորձերի արդյունքներից, №4 շտամն ընտրվել է որպես ամենաակտիվ կուլտուրան ընդգրկվել է հետագահետագոտություններում:

Ընտրված №4 շտամի ֆիզիոլոգիական և տեխնոլոգիական առանձնահատկությունների ուսումնասիրման նպատակով այն կուլտիվացվել է թափահարիչի 200, 230 և 250 պտր/արագության պայմաններում:

30 °C ջերմաստիճանի և բարձր անբացիայի դեպքում կուլտիվացման ժամանակի կրճատման նպատակով կուլտուրայի տիտրը որոշվել է ոչ միայն 48, այլև 24 ժամ անց (աղյուսակ 15):

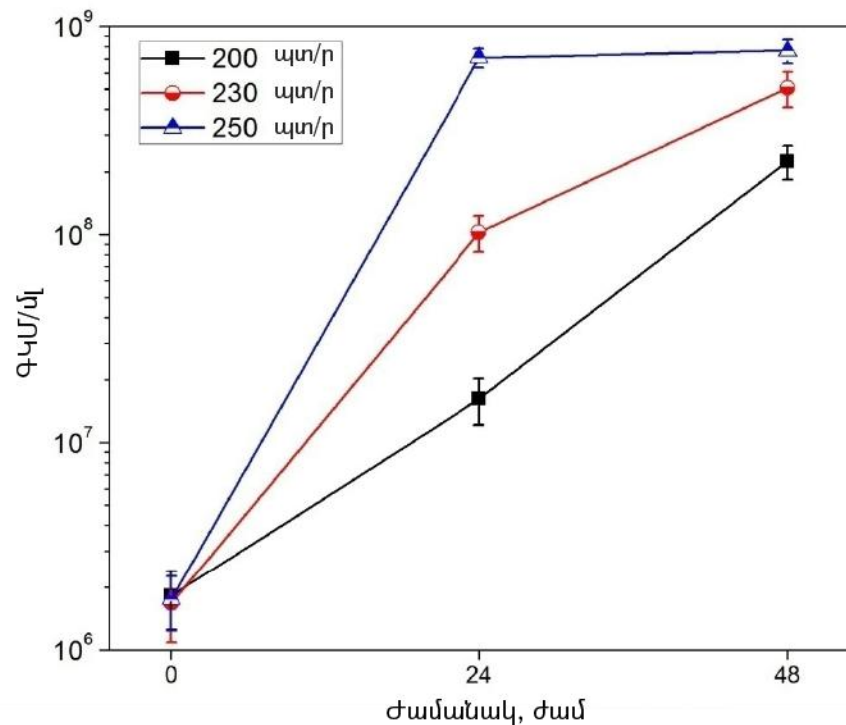
Աղյուսակ 15
Անբացիայի ազդեցությունը №4 շտամի կենսունակ բջիջների քանակի վրա

Փորձ №	ԳԱՄ/մլ					
	200 պտր/ր		230 պտր/ր		250 պտր/ր	
	24 ժ	48 ժ	24 ժ	48 ժ	24 ժ	48 ժ
1	$1,9 \cdot 10^7$	$2,5 \cdot 10^8$	$8,2 \cdot 10^7$	$5,3 \cdot 10^8$	$6,9 \cdot 10^8$	$7,6 \cdot 10^8$
2	$1,1 \cdot 10^7$	$2,7 \cdot 10^8$	$1,0 \cdot 10^8$	$4,8 \cdot 10^8$	$7,8 \cdot 10^8$	$8,1 \cdot 10^8$

3	$2,0 \cdot 10^7$	$2,0 \cdot 10^8$	$9,8 \cdot 10^7$	$3,9 \cdot 10^8$	$6,1 \cdot 10^8$	$7,2 \cdot 10^8$
4	$1,5 \cdot 10^7$	$1,8 \cdot 10^8$	$1,3 \cdot 10^8$	$6,3 \cdot 10^8$	$7,5 \cdot 10^8$	$6,5 \cdot 10^8$

Ինչպես երևում է աղյուսակից, թափահարիչի արագության բարձրացումը նպաստում է №4 շտամի արագ աճին, ընդ որում առավելագույն տիտրը գրանցվում է 24 ժամում, այլ ոչ թե 48 ժամում, ինչպես որ դա եղել է 200 ստ/ր թափահարիչի արագության դեպքում:

Գծապատկերում (նկար 26) ներկայացված փորձերի միջինացված տվյալները փաստում են, որ անբացիայի մակարդակի բարձրացումը զգալիորեն ավելացնում է ուսումնասիրվող շտամի աճի արագությունը և կրկնակի կրճատում է առավելագույն տիտրին հասնելու ժամանակը:



Նկար 26. №4 շտամի աճն անբացիայի տարբեր պայմաններում

Բարձր անբացիայի պայմաններում (250 ստ/ր) №4 շտամը կուլտիվացվել է նաև 26 °C ջերաստիճանի պայմանում: Փորձերի արդյունքները ներկայացված են աղյուսակ 16-ում:

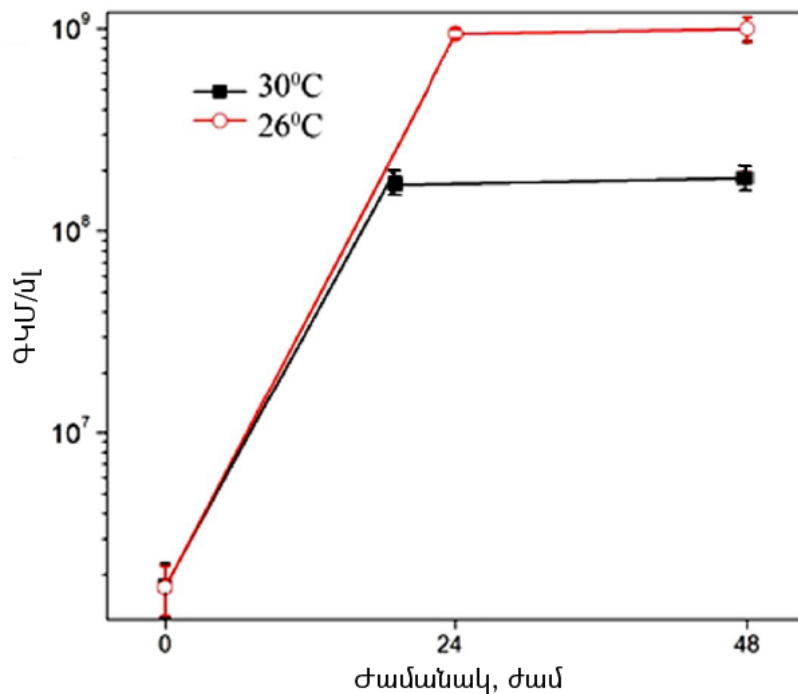
Աղյուսակ 16

Ջերմաստիճանի ազդեցությունը №4 շտամի կենսունակ բջիջների քանակի վրա

Փորձ №	ՓԿՄ/մլ	
	250 ստ/ր, 26 °C	
	24 ժ	48 ժ
1	$1,0 \cdot 10^9$	$9,6 \cdot 10^8$
2	$8,9 \cdot 10^8$	$9,5 \cdot 10^8$

3	$9,1 \cdot 10^8$	$8,8 \cdot 10^8$
4	$9,7 \cdot 10^8$	$1,2 \cdot 10^9$

Ինչպես երևում է աղյուսակ 16-ից, 26 °C ջերմաստիճանի պայմանում, այնպես ինչպես 30 °C ջերմաստիճանի պայմանում, շտամի առավելագույն տիտրը գրանցվում է արդեն իսկ 24 ժամում: Համեմատության համար ստորև բերված նկարում պատկերված է թափահարիչի 250 պտ/ր արագության պայմանում №4 շտամի աճը 26 °C և 30 °C ջերմաստիճանների պայմաններում:



Նկար 27. №4 շտամի աճի կախումը ջերմաստիճանից

Նկարից երևում է, որ կուլտիվացման ջերմաստիճանի մինչև 26 °C նվազեցման ժամանակ ավելանում է №4 շտամի աճի արագությունը և աճման վերջում առավելագույն տիտրը գերազանցում է 30 °C ջերմաստիճանի պայմաններում ստացված արդյունքներին:

Այսպիսով, աերացիայի մակարդակի բարձրացումը և կուլտիվացման ջերմաստիճանի նվազումը նպաստել է №4 շտամի աճեցման պրոցեսի արդյունավետությանը՝ դարձնելով այն տնտեսապես առավել շահավետ:

Azotobacter ցեղին պատկանող №20 շտամի կուլտիվացման համար փորձարկվել են էշբիի, Բերկի և Ֆևորովի միջավայրերը [21]: Կուլտիվացումն իրականացվել է 500 մլ տարողությամբ երլենմեյերի կուլբաներում թափահարիչի

վրա՝ 220 և 250 պտր արագու թյան, 28 °C և 30 °C-ի, pH 6,5 և 7,0 պայմաններում: Միջավայրերի ծավալը կազմել է 100 մլ: Որպես ցանքսանյութ հանդիսացել է 1 մլ ծավալով էշբիի ազարի վրա աճեցված կուլտուրաների կախույթը:

Փորձերի արդյունքները, ինչպես և №4 շտամի դեպքում գնահատվել են ըստ բակտերիայի կենսունակ բջիջների քանակի 1 մլ կուլտուրալ հեղուկում:

Համեմատական տվյալներից եզրակացվել է, որ ուսումնասիրվող շտամը նպատակահարմար է կուլտիվացնել հետևյալ բաղադրությամբ Ֆևդորովի հեղուկ միջավայրում (գ/լ)՝ սախարոզ – 20, K₂HPO₄ – 0,3, CaHPO₄ – 0,2, K₂SO₄ – 0,2, NaCl – 0,5, CaCO₃ – 0,5, միկրոտարրերի խառնուրդ – 1 մլ, թափահարիչի 250 պտր արագու թյան, 30 °C-ի և pH 7,0 պայմաններում: Նշված տեխնոլոգիական պարամետրերի կիրառման պարագայում կուլտիվացման ժամանակ շտամի առավելագույն տիտրը գրանցվել է 24 ժամում, որից հետո կուլտուրան անցնում է աճի ստացինար փուլ (աղյուսակ 17):

Աղյուսակ 17

№20 շտամի աճը կախված կուլտիվացման պարամետրերից

Շտամ	Կուլտիվացման ժամանակ, ժամ	Ջերմաստիճան, °C	pH	Թափահարիչի արագու թյուն, պտր	ԳԱՄ/մլ		
№20	24	28	6,5	220	$1,3 \cdot 10^6$		
		30			$5,7 \cdot 10^7$		
	48	28			$3,1 \cdot 10^7$		
		30			$9,1 \cdot 10^8$		
	24	28			7,0	250	$4,5 \cdot 10^7$
		30					$3,2 \cdot 10^9$
48	28	$2,3 \cdot 10^8$					
	30	$2,9 \cdot 10^9$					

Այսպիսով, ընտրված №4 պալարաբակտերիայի շտամի և №20 ազոտոբակտերի շտամի կուլտիվացման պարամետրերի օպտիմալացումը կարող են հիմք հանդիսանալ նոր կենսապարարտանյութերի ստացման տեխնոլոգիաների մշակման համար:

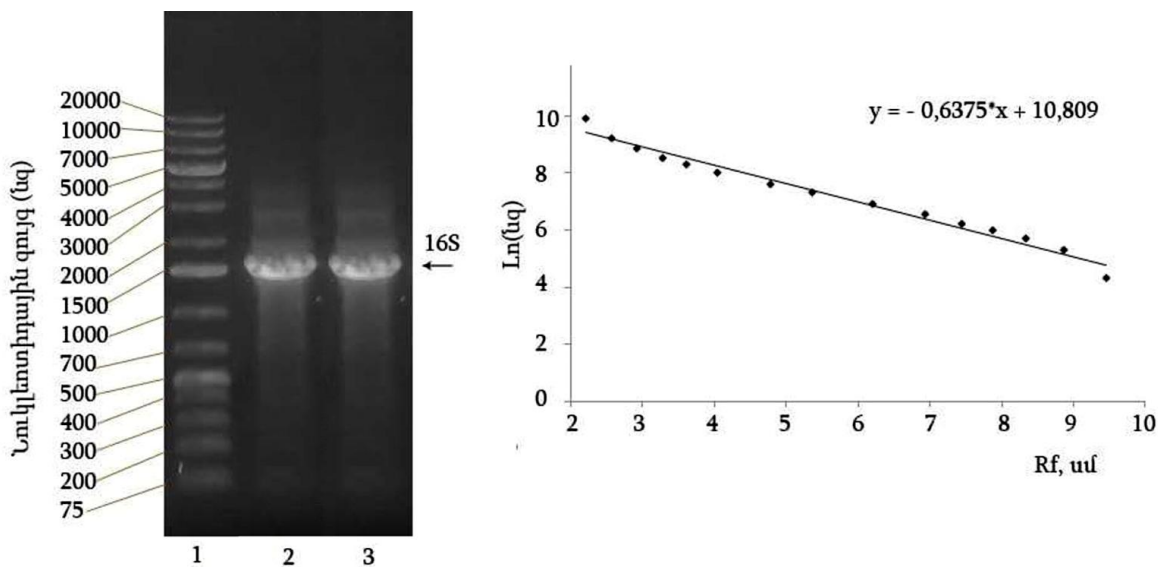
Կենսապարարտանյութերում պարունակվող մանրէները կհարստացնեն բնահողը կենսաբանական ազոտով, կնպաստեն որակական ցուցանիշների բարելավմանը և, որպես հետևանք, գյուղատնտեսական տեսանկյունից ոչ պիտանի հողատարածքների

վերականգմանը, ինչը հրատապ խնդիր է մեր սակավահող երկրի համար:

Այսպիսով, կենսատեխնոլոգիական եղանակով՝ սիմբիոտիկ և ազատ ապրող ազոտֆիքսող մանրէների հիման վրա մշակված էկոլոգիապես մաքուր կենսապարար տանյուլթով մշտապես պարարտացուցիչ կնպաստի կենսաբազմազանության և ընդանուր էկոհամակարգի աստիճանական վերականգմանը, հետագա բարելավմանը և համընդհանուր ու անհետաձգելի գյուղատնտեսական և բնապահպանական հիմնախնդիրների լուծմանը:

5.3. №4 և №20 շտամների տեսակային պատկանելիության որոշում

№4 և №20 շտամների տեսակային պատկանելիությունները որոշելու համար ՀՀ ԳԱԱ «Հայ կենսատեխնոլոգիա» ԳԱԿ-ի սպիտակուցային տեխնոլոգիաների լաբորատորիայում իրականացվել է մանրէների քրոմոսոմային ԴՆԹ-ների անջատում, գեների ամպլիֆիկացում (նկար 28), իսկ «Macrogen» (Կորեա) ընկերության կողմից կատարվել է 16S ռՌՆԹ-ի գեների նուկլեոտիդային հաջորդականության մասնակի վերծանում (նկար 29, 30):



Նկար 28. №4 և №20 շտամների 16S ռՌՆԹ-ի գեների սինթեզը ՊՇՌ-ի արդյունքում: 1) ԴՆԹ-ի մոլեկուլային կշռի որոշման աստիճանավորված լրակազմ (ԴՆԹ-ի աղեր), 2) №4 շտամի 16S ռՌՆԹ-ի սինթեզված գեն, 3) №20 շտամի 16S ռՌՆԹ-ի սինթեզված գեն

GGAATAGCTCCGGGAAACTGGAATTAATACCGCATACGCCCTACGGGGGAAAGATTTATC 60
 GGGGAAGGATTGGCCCCGCTTGGATTAGCTAGTTGGTGGGGTAAAGGCCTACCAAGGCCGA 120
 CGATCCATAGCTGGTCTGAGAGGATGATCAGCCACATTGGGACTGAGACACGGCCCAAAC 180
 TCCTACGGGAGGCAGCAGTGGGGAATATTGGACAATGGGCGCAAGCCTGATCCAGCCATG 240
 CCGCGTGAGTGATGAAGGCCTTAGGGTTGTAAGCTCTTTACCGATGAAGATAATGACG 300
 GTAGTCGGAGAAGAAGCCCCGGCTAACTTCGTGCCAGCAGCCGCGGTAATACGAAGGGGG 360
 CTAGCGTGTTCGGAATTACTGGGCGTAAAGCGCACGTAGGCGGATATTTAAGTCAGGGG 420
 TGAAATCCCGCAGCTCAACTGCCGAAGTGCCTTTGATACTGGGTATCTTGAGTATGGAAG 480
 AGGTAAGTGGAAATCCGAGTGTAGAGGTGAAATTCGTAGATATTCCGAGGAACACCAGTG 540
 GCGAAGGCGGCTTACTGGTCCATTACTGACGCTGAGGTGCGAAAGCGTGGGGAGCAAACA 600
 GGATTAGATACCCTGGTAGTCCACGCCGTAACCGATGAATGTTAGCCGTCGGGCAGTATA 660
 CTGTTCCGTTGGCGCAGCTAACGCATTAACCATTCGCGCTGGGGAGTACGGTCCGAAGATT 720
 AAACTCAAAGGAATTGACGGGGGCCCCGACAAAGCGGTGGAGCATGTGGTTTAATTCGAA 780
 GCAACGCGCAGAACCCTTACCAGCTCTTGACATTCGGGGTATGGGCATTGGAGACGATGTC 840
 CTTCAAGTAGGCTGGCCCCAGAACAGGTGCTGCATGGCTGTCTGAGCTCGTGTCTGAG 900
 ATGTTGGGTTAAGTCCCGCAACGAGCGCAACCCTCGCCCTTAGTTGCCAGCATTTAGTTG 960
 GGCACTCTAAGGGGACTGCCGGTGATAAGCCGAGAGGAAGGTGGGGATGACGTCAAGTCC 1020
 TCAATGGCCCTTACGGGCTGGGCTACACACGTGCTACAATGGTGGTGGAGTGGGCAGCGA 1080
 GACAGCGATGTGAGCTAATCTCCAAAAGCCATCTCAGTTCCGATTGCACTCTGCAACTC 1140
 GAGTGCATGAAGTTGGAATCGCTAGTAATCGCAGATCAGCATGCTGCCGTGAATACGTT 1200
 CCGGSCCTTGTAC 1213

Նկար 29. №4 շտամի 16S ռՌՆԹ-ի գենի նուկլեոտիդային հաջորդականության 1213 նուկլեոտիդ

Ստացված արդյունքներից պարզվել է, որ սինթեզված գեների չափերը (նկար 29, 30) համընկնում են գրականության մեջ նշված սվյալների հետ [159]:

GGCAATGGCGGAAGCTACACATGCAGTGCAGCGGCAGCGGGACCTTCGGG 50
 TTGCCGGCGAGCGGCGGACGGGTGAGTAATGCCTAGGAATCTGCCTGTTA 100
 GTGGGGATAACGCGGGGAAACTCGCGCTAATACCGCATACGTCCTACGG 150
 GAGAAAGTGGGGGACCTCGGGCCTCACGCTACAGATGAGCTAGGTCG 200
 GATTAGCTAGTTGGTGGGTAAAGGCCACCAAGCGACGATCCGTA ACT 250
 GGTCTGAGAGGATGATCAGTCACTGGAAGTGCAGACCGGTCAGACTC 300
 CTACGGGAGGCAGCAGTGGGGAATA TTGACAATGGGCGAAAGCCTGATC 350
 CA GCCATGCCGCGTGTGTGAAGAAGGTCTTCGATTGTAAGCACTTTAA 400
 GTTGGGAGGAAGGCGCTCGGTGAATA CCCAAGCGTCTTGACGTTACCGA 450
 CA GAATAAGCAACGGCTA ACTTCGTGCCAGCAGCGCGGTAATA CGAAGG 500
 GTG CAAGCGTTAATCGGAATTA CTGGCGGTAAAGCGCGGTAGTGGTTC 550
 GGCAAGTTGGATGTGAAAGCCCGGGCTCA ACCTGGGAAACCGCATCCAAA 600
 ACTACTGGGCTAGAGTACGGTAGAGGGTGGTGAATTTCTGTGTAGCGG 650
 TGA AATGCGTAGATATAGGAAGGAACACCAGTGGCGAAGGCG ACCACTG 700
 GACCGATACTGACTG AGGTGCGAAAGCGTGGGGAGCA AACAGGATTAG 750
 ATA CCCTGAGTCCACGCCGTAACGATGTCGACTA GCCGTTGGGCTCC 800
 TTGAGAGCTTAGTGGCGCAGCTAACGCA TTAAGTCGACCGCTGGGAGT 850
 ACGGCCCAAGGTTAAA ACTCAAATGAATTGACGGGGGCCCGACAAGCG 900
 GTG GAGCATGTGGTTA ATTCGAAAGCAACGCAAGAACCTTACCTGGCCT 950
 TGA CATCCTGCGAACTTTCAAGAGATTGATGGGTGCCTTCGGGAGCGCAA 1000
 AAACGGGTGCTGCATGGCTGTCTGCTCAGCTCGTGTCTGGAATGTTGGG 1050
 TTAAGTCCCGTAACGAAGGGCAACCCTTGTCTTTAGTTACCAACGAA TT 1100
 CGGTCCGGGCTCCTAAGG GAAATGGCCGGTGA CAAACCGGAGGAAAGG 1150
 TGGGGATAAACCTCAAAGTTTTCGGGGGCCCTTAGGGGCCAGGGGT 1200
 TAA CACCCTGGTTACAAAGGGTGGGA TACAAAAGGGTGTCCA 1245

Նկար 30. №20 շտամի 16S ռՌՆԹ-ի գենի նուկլեոտիդային հաջորդականության 1245 նուկլեոտիդ

Շտամների նուկլեոտիդային հաջորդականության BLAST անալիզի արդյունքներից պարզվել է, որ №4 շտամի հաջորդականության նմանության մակարդակը կազմում է 100%

ինչպես *Agrobacterium*, այնպես էլ *Rhizobium* ցեղերի ներկայացուցիչների հետ (աղյուսակ 18), իսկ №20 շտամինը *Azotobacter* ցեղի ներկայացուցիչների հետ՝ 98% (աղյուսակ 19):

Աղյուսակ 18

№4 շտամի տեսակային նույնակամացումը՝ 16S ռՌՆԹ-ի գենի նույն կոնտիգային հաջորդականության մասնակի վերծանման ճանապարհով

N	Շտամ	Նույնակամացումը ունի	Իզոլացրել	Գրանցման համար
1.	<i>Agrobacterium</i> sp. CZBSA1	1213/1213 (100%)	0/1213	KJ184900.1
2.	<i>Rhizobium</i> sp. KRM_12	1213/1213 (100%)	0/1213	KJ124584.1
3.	<i>Agrobacterium</i> sp. APW2	1213/1213 (100%)	0/1213	KJ500012.1
4.	<i>Agrobacterium fabrum</i> strain CPSM3	1213/1213 (100%)	0/1213	KJ018231.1
5.	<i>Rhizobium pusense</i> strain SM-T3	1213/1213 (100%)	0/1213	KF876889.1
6.	<i>Agrobacterium</i> sp. CRRI-74_SB13A	1213/1213 (100%)	0/1213	KF840387.1
7.	<i>Agrobacterium tumefaciens</i> strain JCT13	1213/1213 (100%)	0/1213	KF729584.1
8.	<i>Candidatus Rhizobium massiliae</i> strain JN89	1213/1213 (100%)	0/1213	KF687034.1
9.	<i>Candidatus Rhizobium massiliae</i> strain JN85	1213/1213 (100%)	0/1213	KF687033.1
10.	<i>Candidatus Rhizobium massiliae</i> strain JN21	1213/1213 (100%)	0/1213	KF687011.1

Աղյուսակ 19

№20 շտամի տեսակային նույնակամացումը՝ 16S ռՌՆԹ-ի գենի նույն կոնտիգային հաջորդականության մասնակի վերծանման ճանապարհով

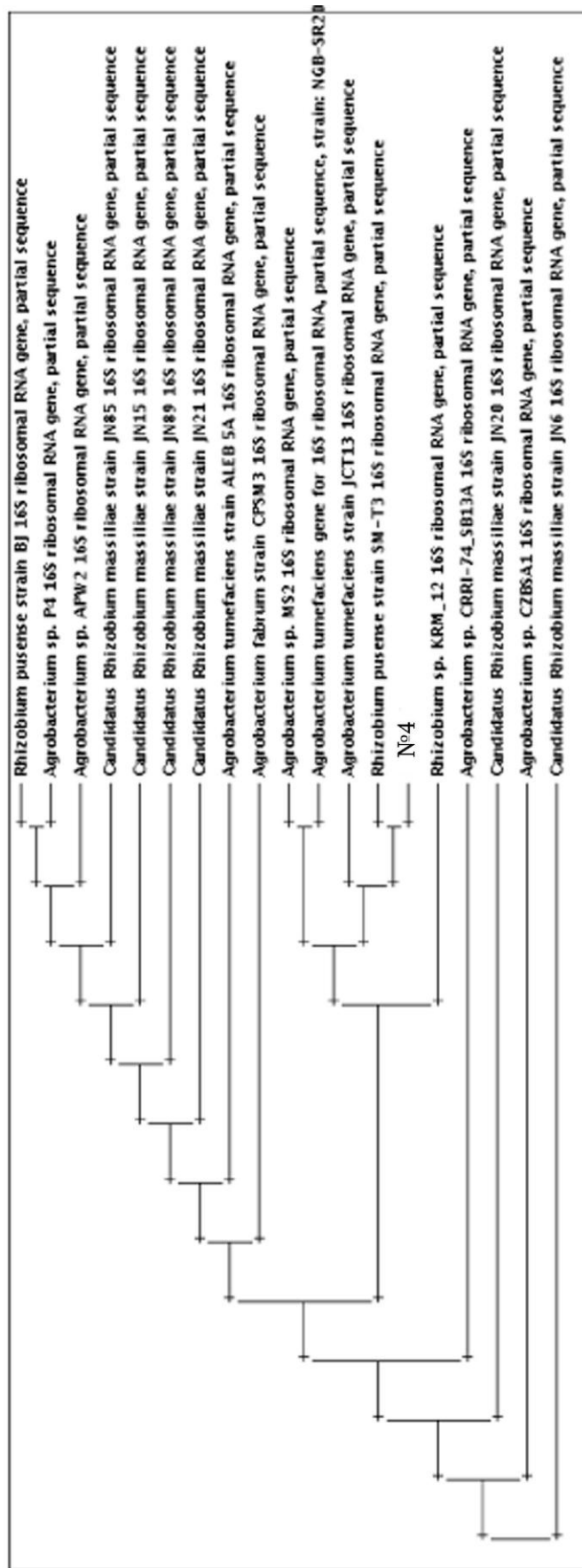
N	Շտամ	Նույնակամացումը ունի	Իզոլացրել	Գրանցման համար
1.	<i>Azotobacter vinelandii</i> strain NBRC 102612	1127/1154 (98%)	13/1154 (1%)	NR_114166.1
2.	<i>Azotobacter vinelandii</i> strain IAM 15004	1127/1154 (98%)	13/1154 (1%)	NR_041039.1
3.	<i>Azorhizophilus paspali</i> strain NBRC 102228	1115/1154 (97%)	13/1154 (1%)	NR_114054.1
4.	<i>Azotobacter salinestris</i> strain NBRC 102611	1102/1155 (95%)	15/1155 (1%)	NR_041038.1
5.	<i>Azotobacter nigricans</i> strain IAM 15005	1101/1158 (95%)	20/1158 (1%)	NR_041033.1
6.	<i>Azotobacter armeniacus</i> strain DSM 2284	1097/1155 (95%)	15/1155 (1%)	NR_041037.1

Հիմնվելով ստացված արդյունքների վրա կառուցվել են նկար 31 և 32-ում ներկայացված ֆիլոգենետիկական ծառերը (դենդրոգրամներ):

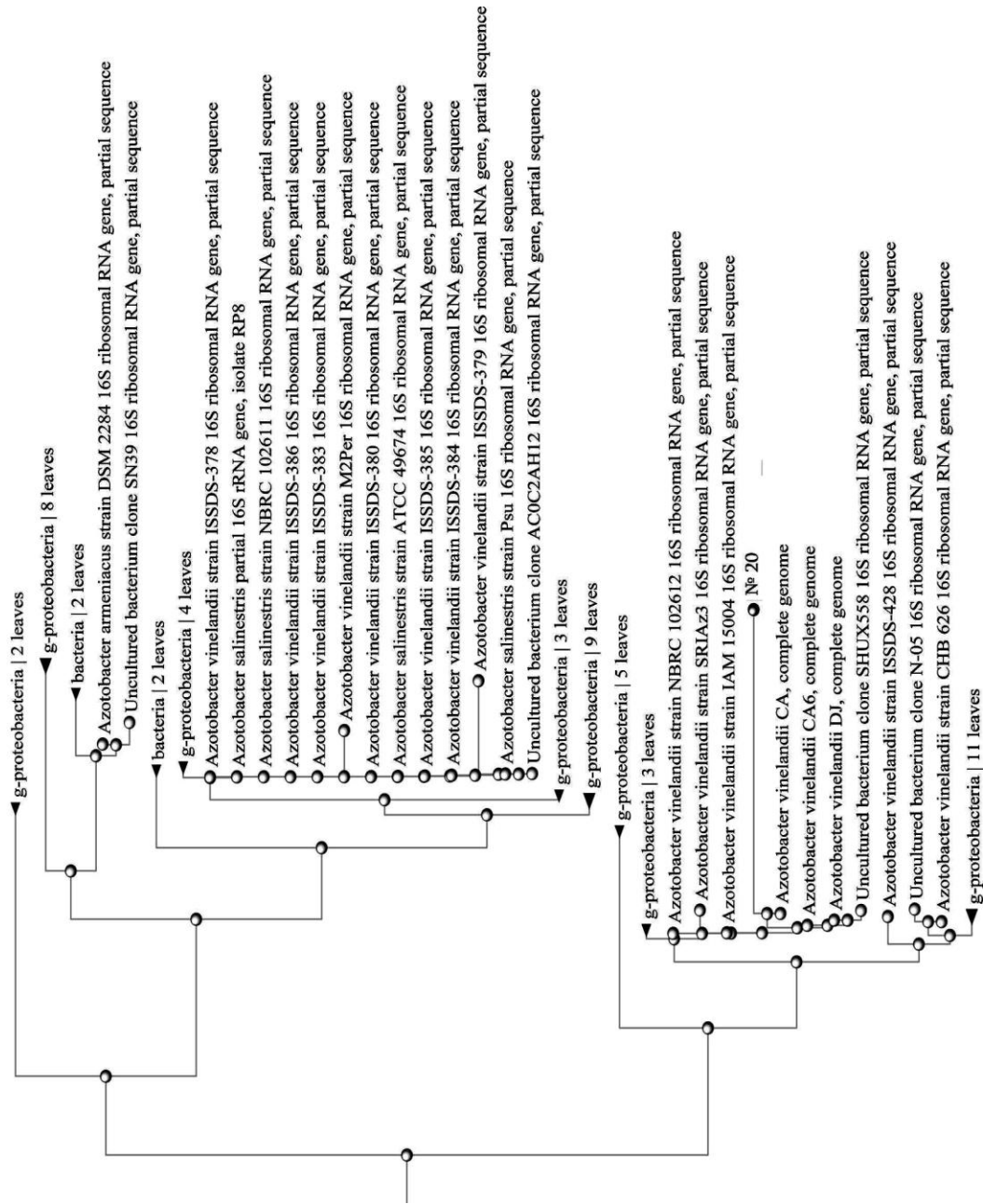
№4 և №20 մանրէներն ավանդադրվել են ՀՀ ԳԱԱ «Հայ կենսաառեխնուկոգիա» ԳԱԿ - ի «Մանրէների ավանդադրման կենտրոն» հիմնարկում՝ որպես *Rhizobium pusense* RP 1 և *Azotobacter vinelandii* AV 1 շտամներ՝ MDC 6096 ու MDC 6430 շիֆրի և համարների ներքո, համապատասխանաբար:

Այսպիսով, մեր կողմից նախնական փուլում ըստ

մորՖոլոգիական առանձնահատկությունների, բջջի ձևի և չափի ընտրված կոլլտուրաների՝ որպես պալարաբակտերիայի և ազոտոբակտերի նույնականացումը հավաստի էր և համընկավ տեսակային պատկանելիության որոշման արդյունքների հետ:



Նկար 31. №4 2 ստախի ֆիլ ոգե նե սի կսկսան ծառը



Նկար 32. №20 շտամի ֆիլոգենետիկ ակամ ծառը

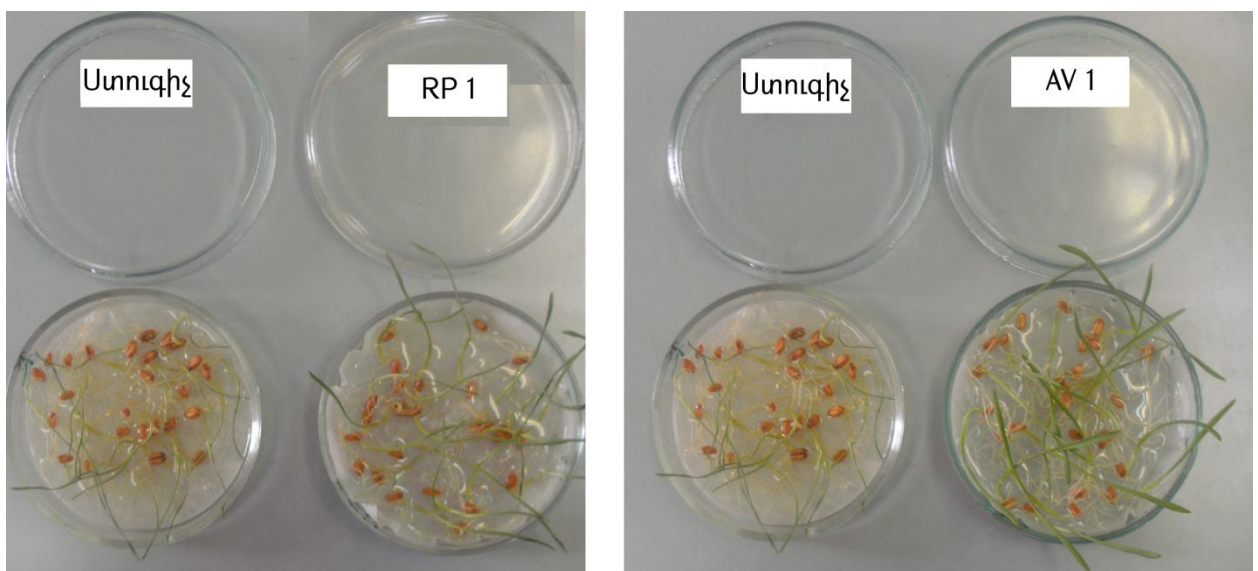
5.4. Լաբորատոր պայմաններում *Rhizobium pusense* RP 1 և *Azotobacter vinelandii* AV 1 շտամների ազդեցության ուսումնասիրումը բույսերի աճի վրա

Հաշվի առնելով այն հանգամանքը, որ ազոտֆիքսող մանրէների հիման վրա ստացված կենսապարարտանյութերը կիրառվում են ոչ միայն հողերի վերականգման, բերրիության բարձրացման, այլ նաև բույսերի պարարտացման համար, մեր կողմից ուսումնասիրվել է ընտրված շտամների ազդեցությունը սերմերի, սածիլների ծլուկակության վրա:

Շտամների կողմից բույսերի աճը խթանող հատկությունը հետազոտելու նպատակով Լաբորատոր պայմաններում դիտարկվել է RP 1 և AV 1 շտամների կուլտուրալ հեղուկների երկու կոնցենտրացիաների ազդեցությունը ցորենի սերմերի ծլուկակության վրա:

Նախ և առաջ միևնույն քանակությամբ ցորենի սերմերը տեղադրվել են Պետրիի թասիկներում քամիչ թղթի վրա ու թրջվել են RP 1 և AV 1 շտամների հավասար քանակությամբ ԿՅ-ով:

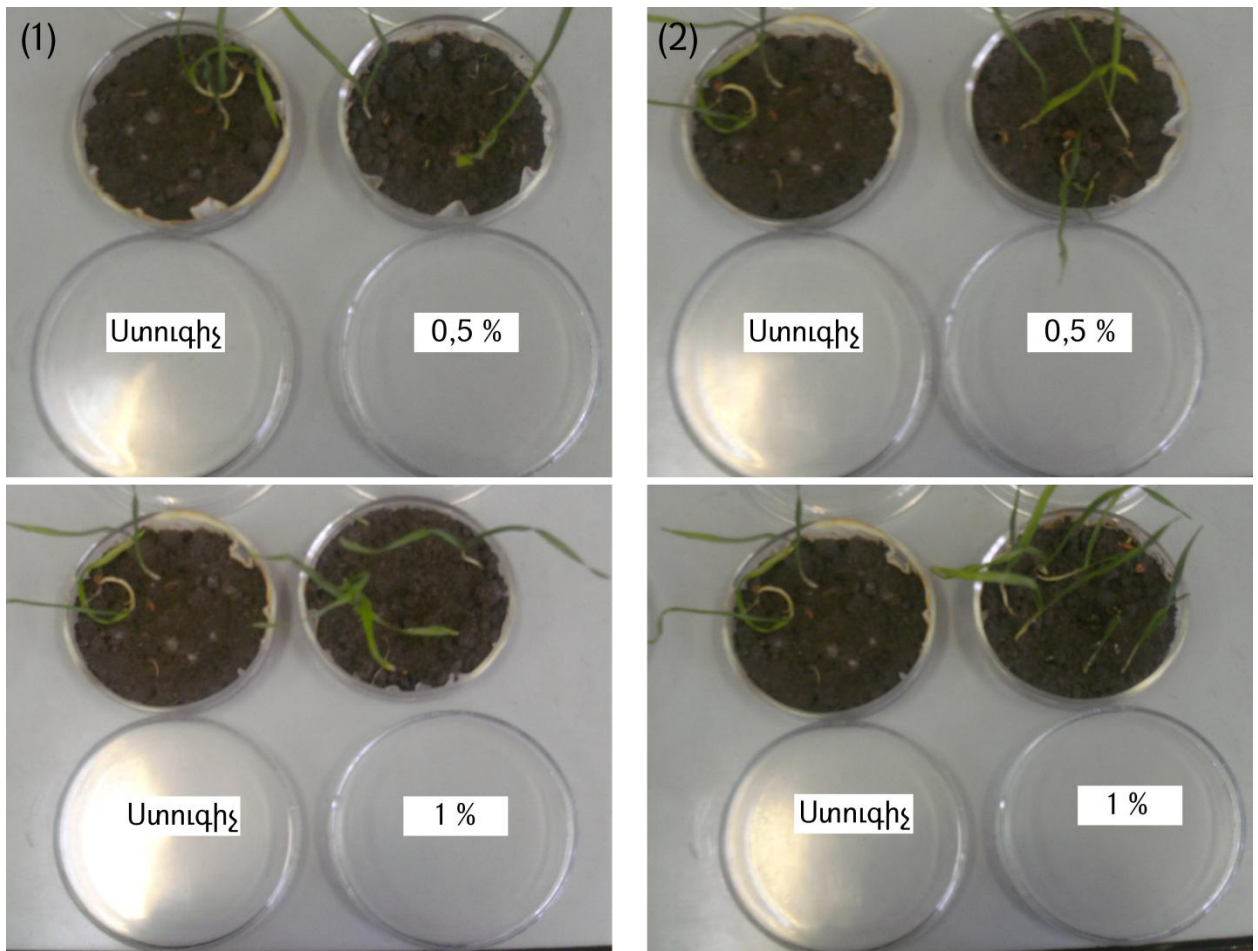
Ինչպես երևում է նկար 33-ից, երկու շտամներով մշակումը գերազանցում է ստուգիչ տարբերակը, որի դեպքում սերմերը թրջվել են ծորակի ջրով: Սակայն, սերմերի 100% ծլուկակություն, ծիլերի փարթամություն և գույնի հագեցվածությունն ապահովել է AV 1 շտամը:



**Նկար 33. RP 1 և AV 1 շտամների ԿՅ-ների ազդեցությո՛ւ ու նր ցորենի սերմերի
ծլ ու նակո՛ւթյ ան վրա**

Փորձերի հաջորդ փուլում յուրաքանչյուր տարբերակի համար 50 գ հող պարունակող Պետրիի թասիկներում ցանվել է 8-ական սերմ: Հողը մշակվել է RP 1 և AV 1 շտամների ԿՀ-ների 0,5% ու 1% ջրային լուծույթներով: Թասիկները պահվել են սենյակային պայմաններում: Որպես ստուգիչ օգտագործվել է ծորակի ջրով մշակված հողը:

Մի քանի օրերի ընթացքում բոլոր թասիկները ջրվել են անհրաժեշտ հավասար քանակությամբ ջրով և դիտարկվել է սերմերի աճի ընթացքը: Փորձի արդյունքները ներկայացված են նկար 34-ում:



Նկար 34. (1) RP 1 և (2) AV 1 շտամների ԿՀ-ների տարբեր կոնցենտրացիաների ազդեցությունը և նրա ցորենի սերմերի ծլու նախույթի վրա

Ստուգիչ տարբերակներում, ինչպես նաև RP 1 ու AV 1 շտամների ԿՀ-ների 0,5% ջրային լուծույթներով հողի մշակման դեպքում, ծիլերն առաջացել են վեցերորդ օրը, իսկ 1% ջրային լուծույթով մշակման դեպքում՝ չորրորդ օրը:

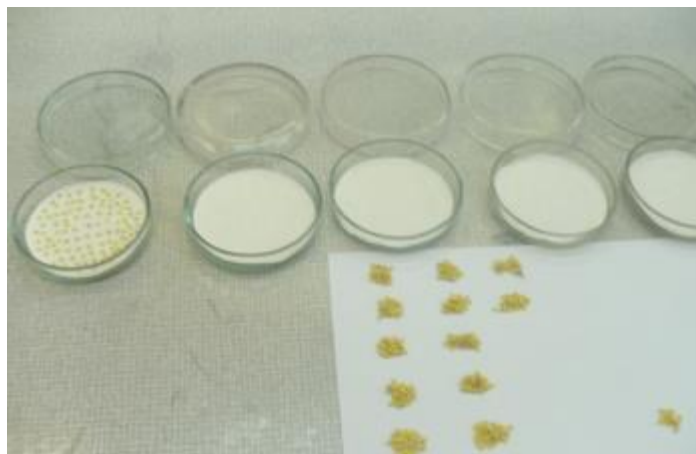
Ինչպես երևում է նկարից, ստուգիչ տարբերակում 8 սերմերից ծլել են 2-ը, RP 1 և AV 1 շտամների ԿՀ-ների 0,5% ջրային լուծույթով

հողի մշակման դեպքում՝ 2-3-ը, իսկ RP 1 շտամի ԿՅ-ների 1% ջրային լուծույթով հողի մշակման դեպքում ծլել են 4-ը: Առավել արդյունավետ է AV 1 շտամի ԿՅ-ի 1% ջրային լուծույթով հողի մշակումը, որի դեպքում գրանցվել է սերմերի 100% ծլունակություն: Ընդ որում, ցորենի ծիլերն իրենց երկարությամբ և գունավորմամբ գերազանցել են բոլոր մնացած տարբերակները:

Այսպիսով, արդյունքները ցույց են տալիս, որ RP 1 և AV 1 շտամների ԿՅ-ների 1% ջրային լուծույթները լաբորատոր պայմաններում ապահովում են սերմերի վաղաժամ առավելագույն ծլունակություն, մոզագունավորմամբ ավելի երկար ծիլեր:

Հաշվի առնելով, որ մշակության սածիլային եղանակի դեպքում բույսի վեգետացիայի շրջանը երկարձգվում է, շտամների կենսաբանական ակտիվության ուսումնասիրման նպատակով իրականացվել է նաև տաքդեղի սածիլների աճեցում:

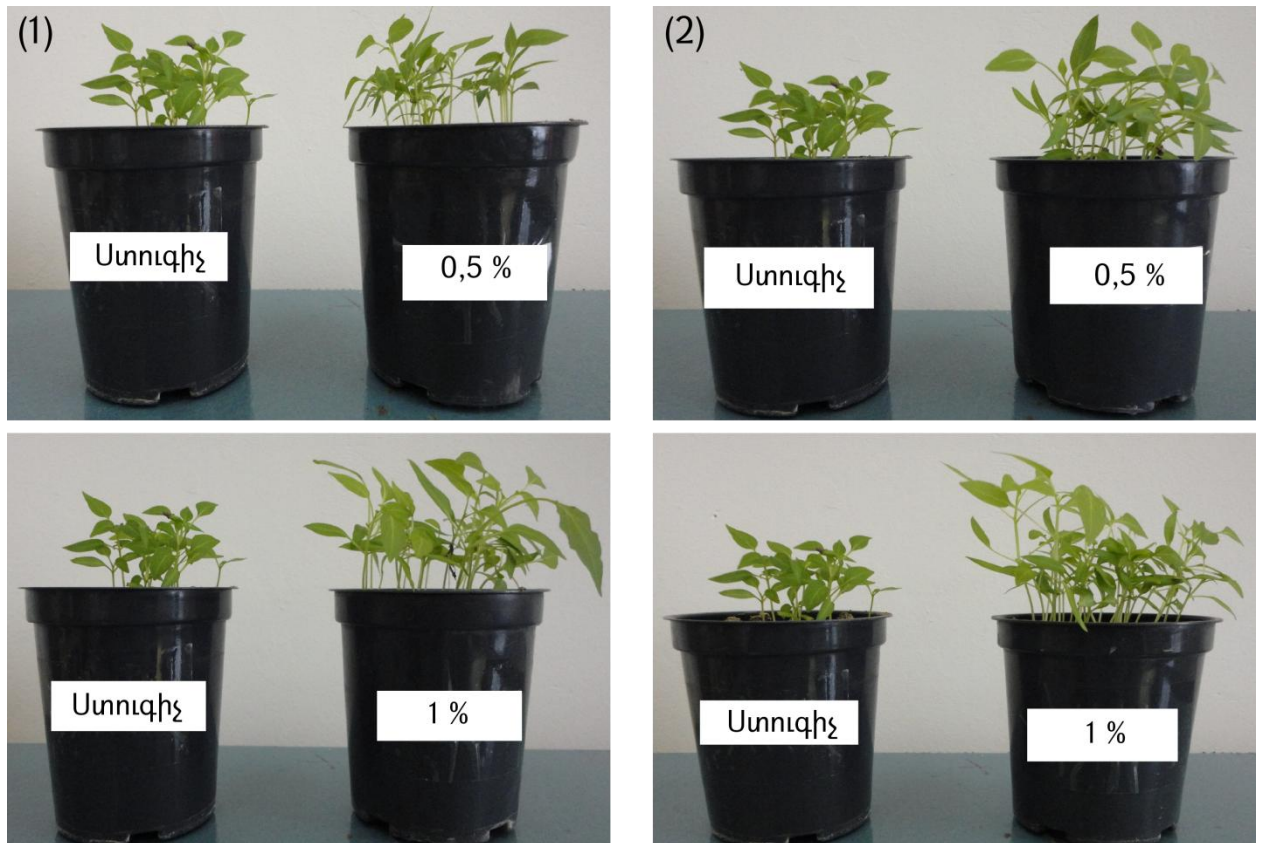
Ցանքսի նպատակով ընտրվել են տաքդեղի սերմերը, որոնք, ի սկզբանե, վարակազերծվել են 1%-ոց մանգանաթթվական կալիումի լուծույթով (100 գ սերմերի համար՝ 200-300 գ լուծույթ): Մշակված սերմերը լվացվել են ծորակի ջրով, այնուհետև նույն քանակությամբ տեղադրվել են Պետրիի թասիկներում քամիչ թղթի վրա և թրջվել են RP 1 և AV 1 շտամների ԿՅ-ների հավասար քանակությամբ 0,5% և 1% ջրային լուծույթներով (նկար 35):



Նկար 35. Տաքդեղի սերմերի նախապարաստումը սածիլների ստացման համար

Սերմերի ծլելուց մեկ շաբաթ անց իրականացվել է ցանքս 8 սմ-ից ոչ պակաս խորությամբ հողով լցված նախապես պատրաստված տարրաներում: Սածիլները պահվել են սենյակային պայմաններում:

Սածիլների աճեցման ամբողջ ընթացքում պահպանվել է հողի օպտիմալ խոնավությունը: Սածիլների 2-3 տերևների առաջացման փուլում հողը նույնպես մշակվել է RP 1 և AV 1 շտամների ԿՅ-ների 0,5% և 1% ջրային լուծույթներով (նկար 36): 4-5 տերև առաջացնելուց հետո սածիլներն ամեն օր ջրվել են:



Նկար 36. 1) RP 1 և (2) AV 1 շտամների ԿՅ-ների տարբեր կոնցենտրացիաների ազդեցությունը տաքդեղի սածիլների աճի վրա՝ փորձատր պայմաններում

Ինչպես և նախորդ փորձերում, տաքդեղի սերմերի և սածիլների մշակման ժամանակ բարձր ծլուկությունը, արագ աճը դիտվել են RP 1 և AV 1 շտամների ԿՅ-ների 1% ջրային լուծույթների կիրառման դեպքում, ինչն իր հերթին նպաստել է բույսի վեգետացիայի շրջանի կրճատմանը:

ԵՇՐԱԿԱՑՈՒ ԹՅՈՒՆՆԵՐ

Ուսուցման ասիի թղթի ընդհանուր ստացված արդյունքները թույլ են տալիս անել հետևյալ եզրակացությունները.

1. QuickBird տիեզերական նկարի ԳՄԲ միջոցով հնարավոր է որոշել ԲՄ և ՄՅՄ: Ի դեպ, ԳՄԲ սահմանափակումով եղանակն ապահովում է ավելի բարձր ճշտություն քան առանց սահմանափակման եղանակը: Սակայն, ԳՄԲ համար QuickBird-ը փոքր սպեկտրալ ու ծախսի պատճառով «օպտիմալ» սենսոր չէ:
2. ԲՄ, ՄՅՄ և դաշտային տվյալների համադրման միջոցով հնարավոր է գնահատել ու քարտեզագրել արոտավայրերի մարդածին դեգրադացիայի աստիճանը:
3. Ներքին Սասնաշեն համայնքի գյուղամերձ արոտավայրերում և անդաճ տային և եռնատափաստանային գոտուց չոր տափաստանային գոտի անցմամբ նկատվում է դեգրադացիայի աճ, ինչը խոսում է այն մասին, որ չորային տարածքներն ավելի զգայուն են մարդածին ծանրաբեռնվածության նկատմամբ և դեգրադացիան այստեղ ավելի խիստ է արտահայտվում:
4. Ուսուցման ասիի ված Սարի չայիր, Մելքոնաղբյուր, Բուլուցի և Բուլուցի Զորանոցի արոտ 1, Զորանոցի արոտ 2 արոտատեղամասերում առկա են դեգրադացիայի թույլ, միջին ու ուժեղ աստիճաններ ու նեցող տարածքներ, որոնք տարբերվում են միկրոֆլորայի քանակական և որակական ցուցանիշներով: Ընդ որում Բուլուցի և Բուլուցի Զորանոցի ավելի հարուստ է ազոտֆիքսող բակտերիաներով, ինչը պայմանավորված է այդ տարածքի առատ բուսականությամբ, հողում առկա հումուսի, ազոտի համեմատաբար բարձր պարունակությամբ:
5. Հետազոտվող տարածքում դեգրադացիայի աստիճանից կախված միջտ չէ, որ դիտվում է մանրէների քանակի փոփոխման օրինաչափություն: Որոշ տեղամասերում դեգրադացիայի ավելացմանը զուգընթաց մանրէների ընդհանուր քանակը նվազում է, իսկ որոշ տեղամասերում այն մնում է անփոփոխ կամ ավելանում է:
6. Ուսուցման ասիի ված արոտատեղամասերից մեկուսացվել են ազոտֆիքսող մանրէներ, որոնք տեսակային պատկանելիության

որոշման համաձայն դասվել են *Rhizobium pusense* և *Azotobacter vinelandii* տեսակներին:

7. *Rhizobium pusense* RP 1 և *Azotobacter vinelandii* AV 1 շտամների կուլի տիվացման օպտիմալացված տեխնոլոգիական պարամետրերը կարող են հիմք հանդիսանալ արտադրական պայմաններում կենսապարարտանյութերի ստացման համար՝ որպես դեգրադացված հողերի վերականգնման և բացուցիչ միջոց:

8. *Rhizobium pusense* RP 1 և *Azotobacter vinelandii* AV 1 շտամների կուլիտուրալ հեղուկների 1% ջրային և լուծույթները կարող են կիրառվել սերմերի ու սածիլների նախացանքային մշակման համար:

ԳԻՏԱԳՈՐՃՆԱԿԱՆ ԱՌԱՋԱՐԿՆԵՐ

Աշխատանքի ընթացքում առանձնացված *Rhizobium pusense* RP 1 և *Azotobacter vinelandii* AV 1 շտամները կարող են հիմք հանդիսանալ նոր կենսապարար տանյուլթերի ստեղծման համար: Այդ նպատակով՝

1. *Rhizobium pusense* RP 1 (MDC 6096) շտամի համար կիրառել հետևյալ պայմանները.

- աճեցնել էջբիի պինդ միջավայրի վրա 48 ժամ, 30°C ջերմաստիճանի պայմանում,
- կուլտիվացումն իրականացնել 100 մլ ծավալով հետևյալ բաղադրությունը՝ էջբիի հեղուկ միջավայրում (գ/լ)՝ սախարոզ – 20, K₂HPO₄ – 0,2, MgSO₄ × 7H₂O – 0,2, NaCl – 0,2, K₂SO₄ – 0,1, CaCO₃ – 5, pH 7,0, 500 մլ տարողությամբ էրլենմեյերի կուլբաներում թափահարիչի 250 պտրարագություն, 24 ժամ և 26 °C ջերմաստիճանի պայմաններում,
- որպես ցանքսանյութ օգտագործել շտամի կախույթը (10⁷ սկզբնական տիտր), որը պետք է կազմի կուլտիվացման միջավայրի ծավալի 1%-ը:

2. *Azotobacter vinelandii* AV 1 (MDC 6430) շտամի համար կիրառել հետևյալ պայմանները.

- աճեցնել էջբիի պինդ միջավայրի վրա 48 ժամ, 30°C ջերմաստիճանի պայմանում,
- կուլտիվացումն իրականացնել 100 մլ ծավալով հետևյալ բաղադրությամբ Ֆևորովի հեղուկ միջավայրում (գ/լ)՝ սախարոզ – 20, K₂HPO₄ – 0,3, CaHPO₄ – 0,2, K₂SO₄ – 0,2, NaCl – 0,5, CaCO₃ – 0,5, միկրոտարրերի խառնուրդ – 1 մլ, pH 7,0, թափահարիչի 250 պտրարագություն, 24 ժամ և 30 °C ջերմաստիճանի պայմաններում:
- որպես ցանքսանյութ օգտագործել շտամի կախույթը (10⁷ սկզբնական տիտր), որը պետք է կազմի կուլտիվացման միջավայրի ծավալի 1%-ը:

Թվարկված առաջարկները կարող են կիրառվել կենսաապարարտանյութերի ստացման և արտադրության պայմաններից արտադրական կենսաառեակտոր անցում կատարելու համար:

ՕԳՏԱԳՈՐԾՎԱԾ ԳՐԱԿԱՆՈՒ ԹՅԱՆ ՑԱՆԿ

1. Թալինի շրջանի Ներքին Սասնաշեն գյուղի կոլտնտեսության տերիտորիայի հողային ծածկույթի համառոտ բնութագիրը. Հաշվետվություն. Հողագիտության և ագրոքիմիայի գիտահետազոտական ինստիտուտ, 1964, 21 էջ.
2. Համայնքի կերահանդակների քարտեզագրում գնահատում և արածեցման սխեմաների կազմում. Հաշվետվություն CARMAC CS-11/103. ՀՀ ԳԱԱ Էկոլոգանոսֆերային հետազոտությունների կենտրոն. Երևան, 2011, 423 էջ.
3. Հայաստանի ազգային առևտրային ՌԱԿ // Գեոդեզիայի և քարտեզագրության կենտրոն ՊՈԱԿ, Երևան, 2007, 229 էջ.
4. ՀՀ 2011թ. մարդահամարի արդյունքները // ՀՀ Ազգային Վիճակագրական ծառայություն [Էլեկտրոնային ռեսուրս], մուտքի ռեժիմ՝ <http://armstat.am/am/?nid=505>, ազատ.
5. Ղազարյան Կ.Ա., Խաչատրյան Հ.Է., Գրիգորյան Կ.Վ. Հողի էկոլոգիա. Ուսումնական ձեռնարկ. ԵՊՀ հրատ., Երևան, 2016, 113 էջ.
6. Միրիմանյան Խ.Պ. Հողագիտության հիմնականները. «ԼՈՂՍ» հրատ., Երևան, 1971, 164 էջ.
7. Փանոսյան Հ.Կ. Միկրոբները և հողի բերրիությունը. Հայկական ՍՍՌ քաղաքական և գիտական գիտելիքների տարածման ընկերության հրատ., Երևան, 1955, 37 էջ.
8. Ананян В.Л. О радиоактивности почв Армении в связи с аварией на Чернобыльской АЭС // Известия НАН РА, Науки о Земле, 3(47), 1994, ст. 42-49.
9. Аринушкина Е.В. Руководство по химическому анализу почв. Изд. МГУ, М.: 1970, 487 ст.
10. Ашмарин И.П., Воробьев А.А. Статистические методы в микробиологических исследованиях. Изд. Медзиз, Л.: 1962, 180 ст.
11. Борьба с опустыниванием, деградацией земель и засухой в контексте устойчивого развития и искоренения нищеты. Совещание высокого уровня ООН. Россия, 2011, 29 ст.

12. Войнова-Райкова Ж., Ранков В., Ампова Г. Микроорганизмы и плодородие. Изд. Агропромиздат, М.: 1986, 119 ст.
13. Герасимова М.И., Караваева Н.А., Таргульян В.О. Деградация почв: методология и возможности картографирования // Почвоведение, 3, 2000, ст. 358-365.
14. ГОСТ 26107-84. Почвы. Методы определения общего азота.
15. ГОСТ 26213-91. Почвы. Методы определения органического вещества.
16. ГОСТ 26261:84. Почвы. Методы определения валового фосфора и валового калия.
17. ГОСТ 26427:85. Почвы. Метод определения натрия и калия в водной вытяжке.
18. ГОСТ Р 53219-2008. Качество почвы. Определение содержания азота в воздушно-сухих почвах с помощью хлорида кальция.
19. Градации степени деградации почв // Хелпикс.Орг - Интернет помощник [электронный ресурс], URL: <http://helpiks.org/5-107982.html>, свободный доступ.
20. Добровольский Г.В. Деградация и охрана почв. Изд. Московского университета, М.: 2002, 651 ст.
21. Егорова Н.С. Руководство к практическим занятиям по микробиологии. Изд. Моск. ун-та, М.: 1995, 224 ст.
22. Егорова Т.А., Клунова С.М., Живухина Е.А. Основы биотехнологии. Изд. Академия, М.: 2006, 208 ст.
23. Емцев В.Т., Мишустин Е.Н. Микробиология 6-е изд. Изд. Дрофа, М.: 2006, 445 ст.
24. Желдакова Р.А. Выделение и идентификация микроорганизмов. Учебно-методическое пособие. Изд. БГУ, Мн.: 2003, 36 ст.
25. Зотов А.А., Синьковский Л.П., Шван-Гурийский И.П. Горные пастбища и сенокосы. Изд. Агропромиздат, М.: 1987, 253 ст.
26. Кузнецов М.С., Глазунов Г.П. Эрозия и охрана почв. Изд. Московского Университета, М.: 1996, 334 ст.
27. Кузубова Л.И. Токсиканты в пищевых продуктах. Аналитический обзор. Изд. АН СССР Сиб. отделение. Гос. публ. науч.-техн. б-ка., Новосибирск, 1990, 127 ст.
28. Лакин Г.Ф. Биометрия. Изд. Высш. шк., М.: 1990, 352 ст.
29. Методика определения размеров ущерба от деградации почв и земель. Препринт. Упр. Охраны почв и земельных ресурсов Минприроды России и Упр. мониторинга земель и охраны почв Роскомзема. М.: 1994, 13 ст.

30. Мишустин Е.А., Шильникова В.К. Биологическая фиксация атмосферного азота. Изд. Наука, М.: 1968, 368 ст.
31. Муромцев Г.С., Бутенко Р.Г., Тихоненко Т.И., Прокофьев М.И. Основы сельскохозяйственной биотехнологии. Изд. Агропромиздат, М.: 1990, 383 ст.
32. Определитель бактерий Берджи 9-ое издание Т.1, под ред. Дж. Хоулта, Н. Крига, П. Снита, Дж. Стейли, С. Уилльямс. Изд. «Мир», М.: 1997, 432 ст.
33. Пособие для работников агрохимических лабораторий, под ред. А.В. Петербургского, Изд. Сельскохозяйственной литературы, журналов и плакатов, М.: 1961, 432 ст.
34. Сенокосы и пастбища // Юнциклопедия [электронный ресурс], URL: http://yunc.org/%D0%A1%D0%B5%D0%BD%D0%BE%D0%BA%D0%BE%D1%81%D1%8B_%D0%B8_%D0%BF%D0%B0%D1%81%D1%82%D0%B1%D0%B8%D1%89%D0%B0, свободный доступ.
35. Солдатова И.Э., Солдатов Э.Д. Экологические функции микроорганизмов почв горных пастбищ // Кормопроизводство, 1, 2016, ст.5-8.
36. Теппер Е.З., Шильникова В.К., Переверзева Г.И. Практикум по микробиологии. Изд. ДРОФА, М.: 2004, 256 ст.
37. Тейт Р. Органическое вещество почвы. Изд. «Мир», М.: 1991, 399 ст.
38. Ульянова Т.Ю., Владыченский А.С., Баландин С.А., Дронова Н.Я, Ускова Н.В. Влияние выпаса на биологический круговорот в экосистемах орехово-плодовых лесов Юго-Западного Тянь-Шаня // Биологически науки,9, 1992, ст. 130-141.
39. Умаров М.М., Кураков А.В., Степанов А.Л. Микробиологическая трансформация азота в почве. Изд. ГЕОС, М.: 2007, 138 ст.
40. Хачикян Л.А. Микрофлора основных типов почв Армении. Изд. НИИ почвоведения и агрохимии Республики Армения, Ереван, 1998, 148 ст.
41. Шапошников А.И., Белимов А.А., Кравченко Л.В., Виванко Д.М. Взаимодействие ризосферных бактерий с растениями: механизмы образования и факторы эффективности ассоциативных симбиозов (обзор) // Сельскохозяйственная биология, 3, 2011, с. 16-22.
42. Швобс Г.И. Теоретические основы эрозиоведения. Изд. «Вища школа», Киев-Одесса, 1981, 224 с.
43. Шовенгердт Р.А. Дистанционное зондирование. Методы и модели обработки изображений. Изд. Техносфера, М.: 2010, 560 с.
44. Adams C.R., Eswaran H. Global land resources in the context of food and

- environmental security // In: Gawande S.P., (Ed.), *Advances in Land Resources Management for the 20th Century*. New Delhi: Soil Conservation Society of India. 2000, 655 p.
45. Adams J.B., Sabol D.E., Kapos V., Filho R.A., Roberts D.A., Milton O., Gillespie A.R. Classification of Multispectral Images Based on Fractions of Endmembers: Application to Land-Cover Change in the Brazilian Amazon // *Remote Sensing Environment*, 52(2), 1995, pp. 137-154.
 46. Adinarayana J., Rao K.G., Krishna N.R., Venkatachalam P., Suri J.K. A rule-based soil erosion model for a hilly catchment // *Catena*, 37, 1999, pp. 309-318.
 47. Akiyama T., Kawamura K. Grassland degradation in China: methods of monitoring, management and restoration // *Grassland science*, 53(1), 2007, pp. 1-17.
 48. Alewell Ch., Meusburger K., Juretzko G., Mabit L., Ketterer M.E. Suitability of $^{239+240}\text{Pu}$ and ^{137}Cs as tracers for soil erosion assessment in mountain grasslands // *Chemosphere*, 103, 2014, pp. 274-280.
 49. Ananda J., Gamini H. Soil erosion in developing countries. A socio-economic appraisal // *Journal of Environmental Management*, 68(4), 2003, pp. 343-353.
 50. Arnalds O., Porarinsdottir E.F., Metusalemsson S., Jonsson A., Gretarsson E., Arnason A. Soil Erosion in Iceland. Soil Conservation Services and Agricultural Research Institute. Iceland. 2001, 121 p.
 51. Bai Z.G., Dent D.L., Olsson L., Schaepman M.E. Global assessment of land degradation and improvement 1. Identification by remote sensing. Report 2008/01, ISRIC, Wageningen. 2008, 69 p.
 52. Ballayan D. Soil degradation: Biodiversity and land degradation. ESCAP environment statistics course, FAO, Rome. 2000.
 53. Bateson C.A., Curtiss B. A Method for Manual Endmember Selection and Spectral Unmixing // *Remote Sensing of Environment*, 55(3), 1996, pp. 229-243.
 54. Berman M., Kiiveri H., Lagerstrom R., Ernst A., Dunne R., Huntington J.F. ICE: A Statistical Approach to Identifying Endmembers in Hyperspectral Images // *IEEE Transaction on Geoscience and Remote Sensing*, 42(10), 2004, pp. 2085-2095.
 55. Bialousz S. Soil Physical Degradation: Assessment with the Use of Remote Sensing and GIS // In: G. Jan, H. Józef and L. Jerzy, (Ed.), *Encyclopedia of Agrophysics*. Springer Science + Business Media B.V., 2011, pp. 723-889.
 56. Bioucas-Dias J.M., Nascimento J. Hyperspectral subspace identification // *IEEE Transactions of Geoscience and Remote Sensing*, 46(8), 2005, pp. 2435-2445.

57. Blanco H., Lal R. Principles of Soil Conservation and Management. Springer Science + Business Media B.V., 2008, 617 p.
58. Boardman J.W. Automated spectral unmixing of AVIRIS data using convex geometry concepts // JPL, Summaries of the 4th Annual JPL Airborne Geoscience Workshop, 1993, pp. 11-14.
59. Boardman J.W., Kruse F.A., Green R.O. Mapping target signatures via partial unmixing of AVIRIS data // JPL, Summaries of 5th Airborne Geoscience Workshop, 1995, pp. 23-26.
60. Campbell J.B, Wynne R.H. Introduction to Remote Sensing 5th edition. The Guilford Press, 2011, New York, London, 667 p.
61. Camps-Valls G., Tuia D., Gómez-Chova L., Jiménez S., Malo J. Remote Sensing Image Processing. Morgan & Claypool, 2012, 176 p.
62. Clark R.N. Spectroscopy of Rocks and Minerals, and Principles of Spectroscopy // In: A.N. Rencz and R.A. Ryerson, (Ed.), Manual of Remote Sensing, Volume 3, Remote Sensing for the Earth Sciences. John Wiley and Sons, New York, 1999, pp. 3-58.
63. CORINE, 1992. CORINE: soil erosion risk and important land resources in the Southeastern regions of the European community. EUR 13233, Luxembourg, Belgium.
64. Cumming G., Fidler F., Vaux D.L. Error bars in experimental biology // JCB, 117(1), 2007, pp. 7-11.
65. D'Ambrosio D., Gregorio S., Gabriele S., Gaudio R. A cellular automata model for soil erosion by water // Physics and Chemistry of the Earth, Part B: Hydrology, Oceans and Atmosphere, 26(1), 2001, pp. 33-39.
66. De Asis A.M., Omasa K. Estimation of vegetation parameter for modeling soil erosion using linear Spectral Mixture Analysis of Landsat ETM data // ISPRS Journal of Photogrammetry & Remote Sensing, 62, 2007, pp. 309-324.
67. De Asis A.M., Omasa K., Oki K., Shimizu Y. Accuracy and applicability of linear spectral unmixing in delineating potential erosion areas in tropical watersheds // International Journal of Remote Sensing, 29(14), 2008, pp. 4151-4171.
68. Vente J., Poesen J. Predicting soil erosion and sediment yield at the basin scale: Scale issues and semi-quantitative models // Earth-Science Reviews, 71(1-2), 2005, pp. 95-125.
69. Descroix L., Viramontes D., Vauclin M., Barrios J.L.G., Esteves M. Influence of soil

- surface features and vegetation on runoff and erosion in the Western Sierra Madre (Durango, Northwest Mexico) // *Catena*, 43, 2001, pp. 115-135.
70. Djumaniyazova G., Zakiriyaeva S., Sultanova S., Zaripov R. New Environmentally safe Biotechnology for cultivation of wheat on saline soils // *Journal of Arid Land Studies*, 25(3), 2005, pp. 185-188.
 71. Domsch K.H., Jagnow G., Anderson T.H. An ecological concept for the assessment of side effects of agrochemical on soil microorganisms // *Residue reviews*, 86, 1983, pp. 65-105.
 72. Elachi Ch., Zyl J. *Introduction to the Physics and Techniques of Remote Sensing II* ed. A John Wiley & Sons, Inc., Publication, 2006, 552 p.
 73. Elmore A.J., Mustard J.F., Manning S.J., Lobell D.B. Quantifying Vegetation Change in Semiarid Environments Precision and Accuracy of Spectral Mixture Analysis and the Normalized Difference Vegetation Index // *Remote Sensing of Environment*, 73(1), 2000, pp. 87-102.
 74. Eswaran H., Lal R., Reich P.F. Land degradation: An overview // In: Bridges E.M., Hannam I.D., Oldeman L.R., Pening de Vries F.W.T., Scherr S.J., Sompatpanit S., (Ed), *Responses to Land Degradation. Proc. 2nd International Conference on Land Degradation and Desertification*, Khon Kaen, Thailand. Oxford Press, New Delhi, India. 2001.
 75. Evans J., Geerken R. Discrimination between climate and human-induced dryland degradation // *Journal of Arid Environments*, 57, 2004, pp. 535-554.
 76. FAO. 1996. *Our Land, Our Future*. Rome: UN Food and Agriculture Organization; UNEP 2002. *Global Environment Outlook 3*. Nairobi, Kenya.
 77. Gao L., Gao J., Li J., Plaza A., Zhuang L., Sun X., Zhang B. Multiple Algorithm Integration Based on Ant Colony Optimization for Endmember Extraction From Hyperspectral Imagery // *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, 8(6), 2014, pp. 2569-2582.
 78. Gao Q.Z., Wan Y.F., Xu H.M., Li Y., Jiangcun W.Z., Borjigidai A. Alpine grassland degradation index and its response to recent climate variability in NorthernTibet, China // *Quaternary International*, 226(1-2), 2010, pp. 143-50.
 79. Godone D., Stanchi S. *Soil Erosion Issues in Agriculture*. InTech, 2011, 346 p.
 80. Green A.A., Berman M., Switzer P., and Craig M.D. A transformation for ordering multispectral data in terms of image quality with implications for noise removal // *IEEE Transactions of Geoscience and Remote Sensing*, 26(1), 1988, pp. 65-74.

81. Griffiths B.S. Ecosystem response of pasture soil communities to fumigation-induced microbial diversity reductions: an examination of the biodiversity-ecosystem function relationship // *Oikos*, 90, 2000, pp. 279-294.
82. Gutman G., Ignatov A. The derivation of the green vegetation fraction from NOAA/AVHRR data for use in numerical weather prediction models // *International Journal of Remote Sensing*, 19(8), 1998, pp. 1533-1543.
83. Haboudane D., Bonn F., Royer A., Sommer S., Mehl W. Land degradation and erosion risk mapping by fusion of spectrally-based information and digital geomorphometric attributes // *International Journal of Remote Sensing*, 23(18), 2002, pp. 3795-3820.
84. Hawrot-Paw M., Mikiciuk G., Mikiciuk M., Izwikow M., Kiniorska J. Number and activity of microorganisms in soil inoculated with the rhizocell c biopreparation in strawberry cultivation (FRAGARIA × ANANASA DUCH.) // *Journal of Ecological Engineering*, 17(2), 2016, pp. 135-140.
85. Henry D.F. *Fundamentals of soil science 8E*. JOHN WILEY & SONS, 1991, 384 p.
86. Holt J., Krieg N., Sneath P., Staley J., Williams S. *Bergey's Manual of Determinative Bacteriology 9th Edition*. Williams & Wilkins, 1994, 787 p.
87. Hunt G.R., Salisbury J.W. Visible and near-infrared spectra of minerals and rocks: I silicate minerals // *Modern Geology*, 1, 1970, pp. 283-300.
88. ISO 11261:1995. Soil quality-Determination of total nitrogen-Modified Kjeldahl method.
http://www.iso.org/iso/home/store/catalogue_tc/catalogue_detail.htm?csnumber=19239
89. ISO 11263:1994. Soil quality-Determination of phosphorus-Spectrometric determination of phosphorus soluble in sodium hydrogen carbonate solution.
http://www.iso.org/iso/iso_catalogue/catalogue_tc/catalogue_detail.htm?csnumber=19241
90. ISO 14235:2005. Качество почвы. Определение содержания органического углерода методом окисления в смеси дихромата калия и серной кислоты.
http://www.iso.org/iso/ru/iso_catalogue/catalogue_tc/catalogue_detail.htm?csnumber=23140
91. Jafari R., Lewis M.M., Ostendorf B. An image-based diversity index for assessing land degradation in an arid environment in South Australia // *Journal of Arid Environment*, 72, 2008, pp. 1282-1293.
92. Jiang Z., Huete A.R., Chen J., Chen Y., Li J., Yan G., Zhang X. Analysis of NDVI and scaled difference vegetation index retrievals of vegetation fraction // *Remote Sensing*

- of Environment, 101(3), 2006, pp. 366-378.
93. Jolliffe I.T. Principal Component Analysis 2nd. ed. Springer, 2002, 370 p.
 94. Juan C.J., Sobrino A., Plaza A., Guanter L., Moreno J., Martínez P. Comparison between Fractional Vegetation Cover Retrievals from Vegetation Indices and Spectral Mixture Analysis: Case Study of PROBA/CHRIS Data Over an Agricultural Area // *Sensors*, 9(2), 2009, pp. 768-793.
 95. Kairis O., Kosmas C., Karavitis Ch., Ritsema C. et al. Evaluation and Selection of Indicators for Land Degradation and Desertification Monitoring: Types of Degradation, Causes, and Implications for Management // *Environmental Management*, 54(5), pp. 971-982.
 96. Kapalanga T.S. A Review of Land Degradation Assessment Methods // *Land Restoration Training Programme*, 2008, pp. 17-68.
 97. Karlen D.L., Andrews S.S. The soil quality concept: a tool for evaluating sustainability // In: Elmholt S., Stenberg V., Ground A., Nuutinen V. (Ed.), *Soil stress, quality and care*. DIAS Report no 38, 2000, pp. 15-26.
 98. Koch M. Geological controls of land degradation as detected by remote sensing: a case study in Los Monegros, north-east Spain // *International Journal of Remote Sensing*, 21(3), 2000, pp. 457-473.
 99. Krause K. Radiometric Use of QuickBird Imagery, Technical Note. DigitalGlobe, Longmont, Colorado, USA, 2005, 18 p.
 100. Kruse F.A., Perry S.L. Mineral Mapping Using Simulated Worldview 3 Short Wave Infrared Imagery // *Remote Sensing*, 5, 2013, pp. 2688-2703.
 101. Lal R. *Soil Erosion in the Tropics: Principles and Management*. McGraw-Hill, New York, 1990, 580 p.
 102. Lee J.B., Woodyatt A.S., Berman M. Enhancement of high spectral resolution remote-sensing data by noise-adjusted principal components transform // *IEEE Transactions of Geoscience and Remote Sensing*, 28(3), 1990, pp. 295-304.
 103. Lehnert L.W., Meyer H., Meyer N., Reudenbach Ch., Bendix J. A hyperspectral indicator system for rangeland degradation on the Tibetan Plateau: A case study towards spaceborne monitoring // *Ecological Indicators*, 39, 2014, pp. 54-64.
 104. Lennon M., Mouchot M., Mercier G., Hubert-Moy L. Independent component analysis as a tool for the dimensionality reduction and the representation of hyperspectral images // *Geoscience and Remote Sensing Symposium. IGARSS '01. IEEE 2001 International*, 6, 2001, pp. 2893-2895.

105. Le Roux X., Poly F., Currey P., Commeaux C., Hai B., Nicol G.W., Prosser J.I., Schloter M., Attard E., Klumpp K. Effects of aboveground grazing on coupling among nitrifier activity, abundance and community structure // ISME J., 2, 2008, pp. 221-232.
106. Li A., Wu J., Huang J. Distinguishing between human-induced and climate-driven vegetation changes: a critical application of RESTREND in inner Mongolia // Landscape Ecology, 27, 2012, pp. 969-982.
107. Linear Spectral Unmixing // HARRIS Geospatial Solutions [electronic resources], URL: <http://www.harrisgeospatial.com/docs/LinearSpectralUnmixing.html>, free.
108. Li Z., Huffman T., McConkey B., Townley-Smith L. Monitoring and modeling spatial and temporal patterns of grassland dynamics using time-series MODIS NDVI with climate and stocking data // Remote Sensing of Environment, 138, 2013, pp. 232-244.
109. Liu B., You G., Li R., Shen W., Yue Y., Lin N. Spectral characteristics of alpine grassland and their changes responding to grassland degradation on the Tibetan Plateau // Environmental Earth Sciences, 74, 2015, pp. 2115-2123.
110. Lu D., Li G., Valladares G.S., Batistella M. Mapping soil erosion risk in Rondonia, Brazilian Amazonia: using RULSE, remote sensing and GIS // Land Degradation & Development, 15(5), 2004, pp. 499-512.
111. Marakarkandy B., Mishra B.K. Issues in Dimensionality Reduction of Multispectral and Hyperspectral data // International Journal of Computer Science and Information Technologies, 2(5), 2011, pp. 1847-1851.
112. Martinez-Salgado M., Gutiérrez-Romero V., Janssens M., Ortega-Blu R. Biological soil quality indicators: a review // Current Research, Technology and Education Topics in Applied Microbiology and Microbial Biotechnology. Mendez-Vilas A. (Ed.), 2010, pp. 319-328.
113. Metternicht G.I., Fermont A. Estimating Erosion Surface Features by Linear Mixture Modeling // Remote Sensing of Environment, 64(3), 1998, pp. 254-265.
114. Meusburger K., Banninger D., Alewell C. Estimating vegetation parameter for soil erosion assessment in an alpine catchment by means of QuickBird imagery // International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation, 12, 2010, pp. 201-207.
115. Meusburger K., Konz N., Schaub M., Alewell C. Soil erosion modelled with USLE and PESERA using QuickBird derived vegetation parameters in an alpine catchment // International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation, 12, 2010, pp.

208-2015.

116. Mitchell J.E. (Ed.). Criteria and Indicators of Sustainable Rangeland Management. Laramie, WY: University of Wyoming Extension Publication No. SM-56, 2010, 227 p.
117. Morgan R.P.C. Soil erosion and conservation 3rd edition. Blackwell Publishing, 2005, 304 p.
118. Mulders M.A. Remote sensing in soil science. Elsevier Science Publishing B.V., 1978, 379 p.
119. Myers N.G. An Atlas of Planet Management. Anchor, Rev Upd Su edition, 1993, 272 p.
120. Nearing M.A., Foster G.R., Lane L.J., Finkner S.C. A process-based soil erosion model for USDA-Water Erosion Prediction Project Technology // Transactions of the ASAE, 32, 1989, pp. 1587-1593.
121. Nielsen M.N., Winding A. Microorganisms as indicators of soil health. National Environmental Research Institute, Technical Report no. 388. National Environmental Research Institute, Denmark, 2002, 82 p.
122. Nitrates, nitrites and N-nitroso Compounds. WHO, Geneva, 1978, 118 p.
123. O'Mara F.P. The role of grasslands in food security and climate change // Annals of Botany, 2012, pp. 1-8.
124. Oldeman L.R., Hakkeling R.T.A., Sombroek W.G. World map on the status of human induced soil degradation. An explanatory note (second revised edition). ISRIC Wageningen, UNEP. Nairobi, 1991, 34 p.
125. Oldman L.R. The global extent of land degradation. Guidelines for general assessment of status of human induced soil degradation. ISRIC. Wageningen. Working papers and reprint, 88(4), 1988, 12 p.
126. Panagos P., Meusburger K., Ballabio C., Borrelli P., Alewell Ch. Soil erodibility in Europe: A high-resolution dataset based on LUCAS // Science of the Total Environment, 2014, pp. 189-200.
127. Parente M., Plaza. A. Survey of geometric and statistical unmixing algorithms for hyperspectral images // IEEE GRSS Workshop Hyper. Im. Sign. Proc. (WHISPERS), Reykjavik, Iceland, 2010, pp. 1-4.
128. Penga W., Zhou J., Hea Z., Yanga C. Integrated use of Remote Sensing and Gis for prediction soil erosion process // The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences, 37(B4), 2008, pp. 1647-1652.
129. Pickup G., Bastin G.N., Chewings V.H. Identifying trends in land degradation in non-

- equilibrium rangelands // *Journal of Applied Ecology*, 35, 1998, pp. 365-377.
130. Pickup G., Bastin G.N., Chewings V.H. Remote-sensing-based condition assessment for nonequilibrium rangelands under large-scale commercial grazing // *Ecological Applications*, 4(3), 1994, pp. 497-517.
131. Pimental D. Soil erosion: A food and environmental threat. *Environment, Development and Sustainability*, 8(1), 2006, pp. 119-137.
132. Pimentel D., Harvey C., Resosudarmo P., Sinclair K., Kurz D., McNair M., Crist S., Shpritz L., Fitton L., Saffouri R., Blair R. Environmental and Economic Costs of Soil Erosion and Conservation Benefits // *Science*, 267(5201), 1995, pp. 1117-1123.
133. Plaza A., Martínez P., Pérez R., Plaza J. Spatial/Spectral Endmember Extraction by Multidimensional Morphological Operations // *IEEE Transaction on Geoscience and Remote Sensing*, 40(9), 2002, pp. 2025-2041.
134. Panosyan H., Birkeland N.K. Microbial diversity in an Armenian geothermal spring assessed by molecular and culture-based methods // *Journal of Basic Microbiology*, 54(11), 2014, pp. 1240-1250.
135. Poesen J.W., Torri D., Bunte K. Effects of rock fragments on soil erosion by water at different spatial scales: a review // *Catena*, 23(1-2), 1994, pp. 141-166.
136. Porto P., Walling D.E., Ferro V. Validating the use of caesium-137 measurements to estimate soil erosion rates in a small drainage basin in Calabria, Southern Italy // *Journal of Hydrology*, 248(1-4), 2001, pp. 93-108.
137. Qingzhu G., Yu'e L., Yunfan W., Erda L., Wei X., Wangzha J., Baoshan W., Wenfu L. Grassland degradation in Northern Tibet based on remote sensing data // *J Geographical Sciences*, 16(2), 2006, pp. 165-173.
138. Renard K.G., Foster G.R., Weesies G.A., McCool D.K., Yoder D.C. Predicting Soil Erosion by Water: A guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). USDA Agricultural Handbook No. 703, 1997, 384 p.
139. Roberts D.A., Smith M.O., Adams J.B. Green Vegetation, Nonphotosynthetic Vegetation, and Soils in AVIRIS Data // *Remote Sensing of Environment*, 44(2-3), 1993, pp. 255-269.
140. Rodriguez H., Fraga R. Phosphate solubilizing bacteria and their role in plant growth promotion // *Biotechnology Advances*, 17(5-4), 1999, pp. 319-339.
141. Saç M.M., Uğur A., Yener G., Özden B. Estimates of soil erosion using cesium-137 tracer models // *Environmental Monitoring and Assessment*, 136(1), 2008, pp. 461-467.

142. Saltiz D., Schemidt H., Rowen M., Karniell A., Ward D., Schmidt I. Assessing grazing impacts by remote sensing in hyper-arid environments // *Journal of Range Management* 52(5), 1999, pp. 500-507.
143. Schwarz G. Estimating the dimension of a model // *The Annals of Statistics*, 6(2), 1978, pp. 461-464.
144. Sharma S.K., Ramesh A., Sharma M.P., Joshi O.P., Govaerts B., Steenwerth K.L., Karlen D.L. Microbial Community Structure and Diversity as Indicators for Evaluating Soil Quality// In: E. Lichtfouse, (Ed.), *Biodiversity, Biofuels, Agroforestry and Conservation Agriculture, Sustainable Agricultural Reviews*, 5, 2010, pp. 317-358.
145. Soil sampling for environmental contaminants. IAEA-TECDOC-1415 Vienna: International Atomic Energy Agency, 2004. 81 p.
146. Sylvain Z.A., Wall D.H. Linking Soil Biodiversity and Vegetation: Implications for a Changing Planet // *American Journal of Botany*, 98(3), 2011, pp. 517-527.
147. Tasumi M., Hirakawa K., Hasegawa N., Nishiwaki A., Kimura R. Application of MODIS Land Products to Assessment of Land Degradation of Alpine Rangeland in Northern India with Limited Ground-Based Information // *Remote Sensing*, 6, 2014, pp. 9260-9276.
148. Telles T.S., Dechen S.C.F., de Souza L.G.A., Guimarães M.F. Valuation and assessment of soil erosion costs // *Scientia Agricola*, 70(3), 2013, pp. 209-216.
149. Telles T.S., Guimarães M.F., Dechen S.C.F. The costs of soil erosion // *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 35(3), 2011, pp. 287-298.
150. Tengerdy R.P, Szakacs G. Perspectives in agrobiotechnology // *Journal of Biotechnology*, 66(2-3), 1998, pp.91-99.
151. Tompkins S., Mustard J.F., Pieters C.M., Forsyth D.W. Optimization of endmembers for spectral mixture analysis // *Remote Sensing of Environment*, 59(3), 1997, pp. 472-489.
152. Veganzones M.A., Grana M. Endmember Extraction Methods: A Short Review // *Knowledge Based Intelligent Information and Engineering Systems*, 12th International Conference, KES 2008 Proceedings, Part III, Volume 5179 of. *Lecture Notes in Computer Science*, Springer, 2008, pp. 400-407.
153. Veihe A., Rey J., Quinton J.N., Strauss P., Sancho F.M., Somarriba M. Modelling of event-based soil erosion in Costa Rica, Nicaragua and Mexico: evaluation of the EUROSEM model // *Catena*, 44, 2001, pp. 187-203.
154. Verger A., Martinez B., Camacho-De Coca F., Garcia-Haro F. J. Accuracy

- assessment of fraction of vegetation cover and leaf area index estimates from pragmatic methods in a cropland area // *International Journal of Remote Sensing*, 30(10), 2009, pp. 2685-2704.
155. Vivekanandan M., Karthik R., Leela A. Improvement of crop productivity in saline soils through application of saline-tolerant rhizosphere bacteria-Current Perspective // *International Journal of Advanced Research*, 3(7), 2015, pp. 1273-1283.
 156. Walling D.E., Quine T.A. The use of fallout radionuclide measurements in soil erosion investigations // In: *Nuclear Techniques in Soil-Plant Studies for Sustainable Agriculture and Environmental Preservation. Proceedings of International FAO/IAEA Symposium, Vienna, October 1994, IAEA Proceeding Series STI/PUB/947. Vienna, 1995, pp. 597-619.*
 157. Wang J., Chang C.I. Independent component analysis-based dimensionality reduction with applications in hyperspectral image analysis // *IEEE Transactions of Geoscience and Remote Sensing*, 44 (6), 2006, pp. 1586-1600.
 158. Watanabe T. *Pictorial Atlas of Soil and Seed Fungi: Morphologies of Cultured Fungi and Key to Species. 3rd Edition.* CRC Press, 2010, 426 p.
 159. Willems A., Collins M.D. Phylogenetic Analysis of Rhizobia and Agrobacteria Based on 16s rRNA Gene Sequences // *International journal of systematic bacteriology*, 43(2), 1993, pp. 305-313.
 160. Wischmeier W.H., Smith D.D. *Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation.* Agricultural Handbook No. 537. Washington DC, USA: U.S. Department of Agriculture, 1978, p. 60.
 161. Xiao J., Moody A. A comparison of methods for estimating fractional green vegetation cover within a desert-to-upland transition zone in central New Mexico, USA // *Remote Sensing of Environment*, 98, 2005, pp. 237-250.
 162. Xie X., Du P., Xia J., Luo J. Spectral indices for estimating exposed carbonate rock fraction in karst areas of southwest China // *IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters*, 2(9), 2015, pp. 1988-1992.
 163. Yan G., Mu X., Liu Y. Fractional vegetation cover // In: L. Shunlin, L. Xiaowen and W. Jindi, ed. *Advanced Remote Sensing: Terrestrial Information Extraction and Applications.* Elsevier. Amsterdam, 2012, pp.416-438.
 164. Zachar D. *Soil Erosion.* Elsevier Scientific Publishing Company. Amsterdam; Oxford; New York, 1982, 547 p.
 165. Zapata F., Nguyen M.L. *Soil Erosion and Sedimentation Studies Using*

Environmental Radionuclides // In: Froehlich K., (Ed.), Environmental Radionuclides: Tracers and Timers of Terrestrial Processes. Radioactivity in the Environment, 16, 2009, pp. 295-322.

166. Zhang X., Liao Ch., Li J., Sun Q. Fractional vegetation cover estimation in arid and semi-arid environments using HJ-1 satellite hyperspectral data // International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation, 21, 2013, pp. 506-512.
167. Zhihui G., Peijun S., Jin C. Estimation of grassland degradation based on historical maximum growth model using with remote sensing data // The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences, 37(B8), 2008, pp. 895-900.
168. Zhu H., Qu F., Zhu L.H. Isolation of genomic DNAs from plants, fungi and bacteria using benzyl chloride // Nucleic Acids Research, 21(22), 1993, pp. 5279-5280.

ՀԱՊԱԿՈՒՄՆԵՐԻ, ՀԱՄԱՌՈՏԱԳՐՈՒԹՅՈՒՆՆԵՐԻ, ՆՇԱՆԱԿՈՒՄՆԵՐԻ ՑԱՆԿ

- ՊԳԿ - Պարենի և Գյուղատնտեսությունը անվտանգության Կազմակերպություն
FAO - Food and Agriculture Organization
- ՀԴՀԳ - Հողերի դեգրադացիայի համաշխարհային գնահատման
GLASOD - Global Assessment of Soil Degradation
- ՄԱԿ - Միավորված ազգերի կազմակերպություն
- ՀՄ – Հեռազննման մեթոդներ
RS – Remote sensing methods
- ԵՏՀ – Երկրատեղեկատվական համակարգեր
GIS - Geoinformation Systems
- ԲԻ - Բուսականության ինդեքս
- ՆՏԲԻ - Նորմավորված տարբերությունների բուսականության ինդեքս
NDVI - Normalized Difference Vegetation Index
- ՀԲԻ - Հողային բուսականության ինդեքս
SAVI - Soil Adjusted Vegetation Index
- ԿԲԻ - Կատարելագործված բուսականության ինդեքս
EVI - Enhanced Vegetation Index
- ՀԿՈՒՀ - Հողի կորստի ունիվերսալ հավասարում
USLE - The Universal Soil Loss Equation
- ՇՄԻԿ - Շրջակա միջավայրի մասին ինֆորմացիայի կոորդինացում
CORINE - Coordination of Information on the Environment
- ՄՀԿՈՒՀ - Մոդիֆիկացված հողի կորստի ունիվերսալ հավասարում
RUSLE - Revised Universal Soil Loss Equation
- ԲՄ - Բուսածածկի մասնաբաժին
FVC – Fractional Vegetation Cover
- ՍԽՎ, ՍԲ - Սպեկտրալ խառնուրդների վերլուծության, սպեկտրալ բաժանում
SMA, SA - Spectral Mixture Analysis, Spectral Unmixing
- ԳՍԲ - Գծային սպեկտրալ բաժանում
LSU – Linear Spectral Unmixing
- ՈԳՍԲ - Ոչ գծային սպեկտրալ բաժանում

- NLSU – Non- Linear Spectral Unmixing
- ՄՅՄ - Մերկ հողերի մասնաբաժին
- ՄԲՄ - Մակերևույթի քարերի մասնաբաժին
- ԱՆՄ - Աղմուկի նվազագույն մասնաբաժին
- MNF – Minimum noise fraction (Maximum noise fraction (MNF), Noise-adjusted principal components (NAPC))
- ՊՄԻ - Պիքսելների մաքրության ինդեքս
- PPI - Pixel purity index
- IAEA - International Atomic Energy Agency
- ՄՊԱ - մասպեպոնային ագար
- ԴՆԹ – Դեզօքսիռիբոնուկլեինաթթու
- ՊՇՌ - Պոլիմերային շղթայական ռեակցիա
- ԳԱՄ - Գաղութառաջացնող միավորի
- ՄԲՇ - Միջին քառակուսային շեղում
- RMSE - root mean square error
- MDC - Microbial Depositary Center

ՀԱՎԵԼ ՎԱՃ

ՀԱՍՏԱՏՈՒ Մ ԵՄ”
ՀՀ ԳԱԱ “Հայկենսատեխնոլոգիա” գ/ա Կենտրոնի տնօրեն՝
Ավետիսյան Ա.Ս. Ստյան



ՏԵՂԵԿԱՆՔ

ՀՀ ԳԱԱ “Հայկենսատեխնոլոգիա” գիտաարտադրական Կենտրոնի
“Մանրէների ավանդադրման կենտրոն” հիմնարկում շտամների ավանդադրման
վերաբերյալ

Սույն տեղեկանքը տրված է առ այն, որ 2017թ. ապրիլի 26-ին «Մանրէների ավանդադրման կենտրոն» հիմնարկը (ՄԱԿ) ավանդադրման նպատակով ընդունել է ՀՀ ԳԱԱ “Հայկենսատեխնոլոգիա” ԳԱԿ-ի Գյուղատնտեսական կենսատեխնոլոգիայի լաբորատորիայի առաջատար գիտաշխատող Գայանե Ավետիսյանի կողմից ներկայացված շտամներ՝ *Rhizobium pusense* RP 1 *Azotobacter vinelandii* AV 1, անհրաժեշտ փաստաթղթերով:

Ավանդադրված շտամներին ՄԱԿ-ում տրվել են համապատասխան շիֆրեր և համարներ՝ *Rhizobium pusense* RP 1 – MDC 6096, *Azotobacter vinelandii* AV 1– MDC 6430:

Համաձայն սահմանված կարգի, շտամների փոխանցումն այլ կազմակերպությունների կամ ֆիզիկական անձանց, ինչպես նաև դրանց օգտագործումն առևտրային և արտադրական նպատակներով թույլատրվում է միայն հատուկ գրավոր թույլտվությամբ:

Հիմք՝ ՀՀ ԳԱԱ “Հայկենսատեխնոլոգիա” ԳԱԿ-ի Գյուղատնտեսական կենսատեխնոլոգիայի լաբորատորիայի առաջատար գիտաշխատող Գայանե Ավետիսյանի 2017թ. ապրիլի 26-ի դիմումը:

ՄԱԿ-ի ղեկավար



Հ. Զարգարյան

ՄԱԿ-ի Կուլտուրաների Հավաքածուի ղեկավար



Մ. Կինոսյան