



**VILNIAUS UNIVERSITETAS
ŠIAULIŲ AKADEMIJA**

GAMTINIŲ SISTEMŲ VALDYMO MAGISTRO STUDIJŲ PROGRAMA

MONIKA BALČIKONIENĖ

Magistro studijų baigiamasis darbas

**POILSIAUTOJŲ POVEIKIO SLIDINĖJIMO TRASŲ AUGALIJAI
VERTINIMAS**

Darbo vadovė doc. dr. Laura Šukienė

Šiauliai, 2023

**Studijuojančiojo, teikiančio baigiamąjį
darbą, GARANTIJA**

WARRANTY of Final Thesis

Vardas, pavardė <i>Name, Surname</i>	Monika Balčikonienė
Padalinys <i>Faculty</i>	Šiaulių akademija <i>Šiauliai Academy</i>
Studijų programa <i>Study Programme</i>	Gamtinių sistemų valdymas <i>Natural Systems Management</i>
Darbo pavadinimas <i>Thesis topic</i>	Poilsiautojų poveikio slidinėjimo trasų augalijai vertinimas <i>Assessment of the impact of vacationers on the vegetation of ski slopes</i>
Darbo tipas <i>Thesis type</i>	Baigiamasis darbas <i>Final Thesis</i>

Garantuojau, kad mano baigiamasis darbas yra parengtas sąžiningai ir savarankiškai, kitų asmenų indėlio į parengtą darbą nėra. Jokių neteisėtų mokėjimų už šį darbą niekam nesu mokėjęs.

I guarantee that my thesis is prepared in good faith and independently, there is no contribution to this work from other individuals. I have not made any illegal payments related to this work.

Šiame darbe tiesiogiai ar netiesiogiai panaudotos kitų šaltinių citatos yra pažymėtos literatūros nuorodose.

Quotes from other sources directly or indirectly used in this thesis, are indicated in literature references.

Aš, Monika Balčikonienė, pateikdamas (-a) šį darbą, patvirtinu (pažymėti)



**Embargo laikotarpis
*Embargo Period***

Prašau nustatyti šiam baigiamajam darbui toliau nurodytos trukmės embargo laikotarpį:
I am requesting an embargo of this thesis for the period indicated below:

- _____ mėnesių / *months*
(embargo laikotarpis negali viršyti 60 mėn. / *an embargo period shall not exceed 60 months*).
- Embargo laikotarpis nereikalingas / *no embargo requested*.

Embargo laikotarpio nustatymo priežastis / *Reason for embargo period:*

TURINYS

ĮVADAS	4
1. MOKSLINĖS LITERATŪROS ANALIZĖ	6
1.1. Ankstyvieji rekreacinės ekologijos tyrimai	6
1.2. Numindžiojimo gamtinėje aplinkoje poveikio įvertinimas.....	6
1.3. Invazinių augalų paplitimo dėl rekreacijos poveikio analizė.....	9
1.4. Slidinėjimo trasų poveikio gamtinei aplinkai analizė	10
2. TYRIMO OBJEKTAS IR METODAI.....	13
2.1. Tyrimo objektas	13
2.2. Tyrimo metodai.....	14
2.2.1. Lauko tyrimai	14
2.2.2. Duomenų analizė	17
3. REZULTATAI.....	20
3.1. Slidinėjimo trasoje aptinkamų antropogeninės veiklos žymių analizė	20
3.2. Slidinėjimo trasos teritorijos vertintos augalijos ir plikos žemės padengimo rezultatai.....	22
3.3. Augalijos rūšinės įvairovės tyrimo rezultatai	25
3.4. Trypimui jautrių rūšių paplitimo rezultatų analizė	29
REZULTATŲ APTARIMAS	34
REKOMENDACIJOS	36
IŠVADOS.....	37
SANTRAUKA	39
SUMMARY	40
LITERATŪRA	41
PRIEDAI	52

IVADAS

Greitėjantis gyvenimo tempas, auganti urbanizacija vis dažniau žmogų atgręžia į gamtą, kurioje ieškoma ramybės bei įkvėpimo. Rekreacinių teritorijų poreikis natūralioje gamtinėje aplinkoje sparčiai auga. Rekreacija – veikla, kuria žmogus užsiima ne darbo metu, apibūdinama kaip žmogaus dvasinių ir fizinių jėgų atgavimo laikas. Rekreacijos tikslas – poilsis. Poilsiaudami gamtoje žmonės siekia naujų įspūdžių, nuodugniau susipažįsta su juos supančia aplinka, gamtos vaizdais ir garsais, kurie suteikia pasitenkinimą, malonumą bei yra svarbus indikatorius žmonijos socialiniam – ekonominiam vystymuisi. Ekonominės naudos atžvilgiu kalnų ekosistemos teikia daugybę prekių ir paslaugų žmonijai, o visuomeniniu požiūriu – kalnai yra viena iš pagrindinių rekreacijos kryptų. Tačiau be finansinės naudos ir visuomeninio pasitenkinimo, kalnų regionai ekologiniu požiūriu taip pat pripažįstami, kaip karštieji biologinės įvairovės taškai. Tuo pačiu metu kalnų ekosistemos yra jautrios sparčiai pasaulinei plėtrai (Grêt-Regamey et al., 2012).

Norvegija savo kalnuotu reljefu, bei vaizdinga nuo kalnų atsiveriančia panorama traukia vietinius gyventojus bei turistus iš viso pasaulio. Šalyje dominuojanti rekreacinė veikla – tradicinis poilsis gamtoje: žygiai pėsčiomis, kopinėjimas, slidinėjimas, stovyklavimas ir begalė kitų veiklų, kurias propaguoja dauguma vietinių gyventojų bei turistų. Lauko rekreacija turi ypatingą kultūrinę reikšmę kaip tautinis simbolis, tai tam tikra pasaulėžiūra, gyvenimo būdas.

Įmonė „Bloom Consulting“ 2017 metai atliko tyrimą, apie turizmą Norvegijoje. Tyrime dalyvavo vietiniai bei užsienio šalių turistai, kurių buvo klausiama: koks – jų pagrindinis kelionės tikslas Norvegijoje? Iš visų apklaustųjų, apie 50% vietinių norvegų turistų bei daugiau nei 70% užsienio šalių turistų teigė, kad gamtos pažinimas (Norway Innovation, 2017).

Vis didesnis mokslininkų dėmesys skiriamas rekreacinių zonų floros ištrypimo problemai. Pasak E. Riepšo (1981) poilsis, kita aktyvi žmogaus veikla gamtoje, sukelia tam tikrus ekosistemos pakitimus. Pažeidus bent vieną ekosistemos komponentą, nukenčia visa ekosistema, kadangi pakinta ir kiti komponentai ar net visa ekosistema. Natūralios augmenijos rekreacinė nutrypimo žala yra vis didėjanti problema pasaulio kontekste ir gali turėti įtakos augmenijos bendrijoms, kurios yra didelis ekologinis, socialinis ir ekonominis interesas (Mason et al., 2015).

Argentinos Anduose atlikto tyrimo metu (Barros et al., 2020) gauti duomenys rodo, kad ištrypimai už pasivaikščiojimui skirtų tako ribų yra akivaizdūs. Ištrypimas ypatingai žalingas tam tikroms rūšims, turinčioms specifinių savybių, todėl svarbu suvaldyti vaikščiojimą už tako ribų. Įvairiuose šios tematikos tyrimuose aprašoma, įvairaus laipsnio ištrypimo poveikis ekosistemai.

Šiame darbe bus akcentuojamas rekreacijos poveikis gamtinei rekreacinei teritorijai.

Mokslinis aktualumas. Nors rekreacija ir rekreacijos poveikis gamtai – didelė tarptautinių tyrimų sritis, subalansuoto rezultato tarp žmogaus ir gamtos nepavyksta pasiekti. Didėjant rekreaciniam aktyvumui gamtoje, didėja ir pavojus natūralių buveinių aplinkai. Auganti gamtinių rekreacinių teritorijų paklausa tampa vis didesne ekologijos ir aplinkosaugos problema. Rekreacija gali padaryti didelį poveikį laukinei gamtai. Ne išimtis ir Norvegija, kurioje pasigendama tyrimų rekreacijos bei rekreacijos poveikio gamtai srityje.

Tyrimo naujumas. Tiriama teritorija – populiari tarp vietinių gyventojų ir atvykstančių turistų. Tikėtina, kad ši gamtinė teritorija patiria didelę rekreacinę apkrovą. Šis tyrimas papildys naujais duomenimis bei suteiks naujos informacijos apie rekreacijos sukeltą poveikį slidinėjimo trasų augalijai.

Tikslas – išanalizuoti ir įvertinti gamtinės rekreacinės teritorijos augalijos įvairovę, antropogeninės veiklos žymes bei pateikti rekomendacijas teritorijos tvarkymo ir valdymo klausimais.

Uždaviniai:

1. Įvertinti Ankenesfjellet slidinėjimo trasos augalijos įvairovę, išanalizuoti augalijos pokyčius, susijusius su rekreacinėmis veiklomis.
2. Įvertinti slidinėjimo trasos antropogeninės veiklos žymes.
3. Pateikti rekomendacijas dėl subalansuoto rekreacinės teritorijos panaudojimo poilsio reikmėms.

Remiantis šio tyrimo rezultatais parengtas pranešimas, kuris pristatytas Vilniaus universiteto Šiaulių akademijoje rengtoje tarptautinėje mokslinėje konferencijoje „Jaunasis tyrėjas išmaniajai visuomenei“ (1 priedas).

1. MOKSLINĖS LITERATŪROS ANALIZĖ

1.1. Ankstyvieji rekreacinės ekologijos tyrimai

Pastaraisiais dešimtmečiais turizmas natūraliose gamtinėse vietovėse sparčiai augo. Pasaulyje augantis turizmas tampa pagrindine gamtosaugos ir aplinkosaugos problema daugelyje gamtinių lankomų vietų, nes turizmas gali turėti didelį neigiamą poveikį pažeidžiamoms ekosistemoms ir laukinei gamtai (Runnström et al., 2019). Atlikti tyrimai rodo, kad rekreacijos poveikiu gamtinei aplinkai susidomėta dar prieš 100 metų. D.V. Cole (2021) straipsnyje aprašoma rekreacinės ekologijos raida. Ankstyviausias mokslinis indėlis į rekreacinę ekologiją datuojamas XX amžiaus antrajame bei trečiajame dešimtmečiuose. Pirmųjų tyrimų objektas buvo augalija ir augalų fiziologinė reakcija į mechaninius pažeidimus, analizuoti sutrypto ir nepaveikto dirvožemio bakterijų populiacijų skirtumai. Reaguojant į didėjančią susidomėjimą poilsiu gamtoje, susirūpinta dėl didėjančio ekologinio poveikio. Septintajame dešimtmetyje rekreacinės ekologijos tyrimų apimtys ir įvairovė plėtėsi. Nauji tyrimai buvo grindžiami ankstesnių darbų išvadomis, taikomi įvairesni metodai, buvo sukurtos žinių sintezės. Aštuntajame dešimtmetyje buvo pradėtos vykdyti pirmosios ilgalaikės mokslinių tyrimų programos. Devintajame dešimtmetyje rekreacijos ekologijos tyrimų skaičius labai išaugo. Buvo padaryta didelė pažanga, taikant rekreacijos ekologijos tyrimus, kuriant poveikio stebėjimo protokolus, valdymo strategijas. Aprašomieji lauko tyrimai tapo sudėtingesni ir buvo papildyti eksperimentais, iš šių darbų išplaukė bendrieji principai ir nuoseklios išvados (Cole, 2004). Rekreacijos poveikio gamtinei aplinkai tyrimų sritis vystėsi, tačiau Marion et al., (2020) savo tyrime teigia, kad išanalizavus 126 žmonių ir laukinės gamtos sąveikos straipsnius, kurių atlikimo laiko skalė apima 40 metų buvo nustatyta, kad dažniausiai duomenų rinkimui naudota metodika – tiesioginis stebėjimas teritorijoje (lauko tyrimai). Poilsio lauke poveikis gamtinėms rekreacinėms teritorijoms – ilgalaikė tarptautinių tyrimų sritis, apimanti visą pasaulį. Rekreacijos sukeliamas poveikis tiriamas daugelyje valstybių, kurios skiriasi savo geografija, gamtine aplinka bei tyrimo objektais.

1.2. Numindžiojimo gamtinėje aplinkoje poveikio įvertinimas

Trypimas yra vienas iš labiausiai paplitusių ir matomų augalijos trikdymo formų, atsirandančių dėl rekreacinio gamtinės aplinkos panaudojimo. Trypimas žaloja, naikina ir keičia augalijos bendrijos sudėtį, išstumia dirvožemio organinius horizontus ir sutankina mineralinius

dirvožemius (Cole, 2004). Pietvakarių Australija – biologinės įvairovės karštasis taškas, kuris pasauliniu mastu yra reikšmingos floros namai. Šiame regione trijuose nacionaliniuose parkuose buvo atlikti tyrimai, kurių metu buvo nustatyta, kad trypimo sukeliama žala kelia pavojų biologinei įvairovei, kuri turi didelį ekologinį, socialinį interesą, bei ekonominę naudą. Baiminamasi, kad nutrypimai gali stipriai paveikti augaliją, kuri yra viena iš pagrindinių turizmo išteklių šiuose nacionaliniuose parkuose (Mason et al., 2015). Trypimo sukeltas neigiamas poveikis buvo atskleistas ištyrus paprastąją pušį (*Pinus sylvestris*). Nustatyti dideli medienos anatomijos neatitikimai tarp nutryptų ir nepaveiktų medžių šaknų. Akivaizdu, kad miškingų teritorijų pėsčiųjų takuose trypimo poveikis yra vienas iš pagrindinių veiksnių, turinčių įtakos medžių augimo būklei (Matulewski et al., 2021). Neigiamas rekreacinio trypimo poveikis atsiskleidžia ne tik miškingose teritorijose, bet ir ekosistemose, kurios turi mažą produktyvumą dėl trumpo augimo sezono, atšiauraus klimato, skurdaus maistinėmis medžiagomis dirvožemio (Anseth, Bowman, 1993). Atliktas ketverius metus trukęs eksperimentinis trypimo tyrimas, kurio metu buvo įvertintos žmonių trypimo pasekmės tundros augalų bendrijoms. Eksperimentinio tyrimo rezultatai parodė, kad tundros augalija gali toleruoti nedidelį trypimo ir stovyklavimo lygį (Monz, 2002). Esant atšiaurioms klimato sąlygoms, prastam dirvožemio išsivystymui, mažėja augalų produktyvumas ir trumpėja augimo sezonas, augalijos atsistatymo procesas, sukeltas trypimo, gali būti lėtas jautriuose tundros regionuose (Jägerbrand, Alatalo, 2015).

Žygiai jau seniai apibūdinami, kaip vienas didžiausių gamtinio turizmo segmentų ypač kalnų regionuose, kuriuose žygiai paprastai yra svarbiausia rekreacinė veikla (Chhetri et al., 2004). Daug tyrimų atliekama kalnuotose vietovėse, kurios dėl reljefo sudėtingumo dar nedaug paveiktos žmogaus ūkinės veiklos, dėl ko šios vietovės pritraukia vis daugiau lankytojų, ieškančių natūralios laukinės gamtos ir iššūkių. Dėl didėjančios rekreacijos kalnuose, kyla pavojus kalnų ekosistemoms. Kalnų ekosistemoje bendrijos yra ypač jautrios žmogaus veiklai. Yra nemažai tyrimų, kuriuose aiškiai vertinamas neigiamas trypimo poveikis kalnuotų teritorijų bendrijoms (Meryem et al., 2009). Tokios veiklos kaip žygiai pėsčiomis, kalnų dviračiai, sniego motociklais ir jodinėjimas veikia kalnų augmeniją. Be to, lankytojai dažnai išeina iš takų ribų, dėl ko – padaroma dar didesnė trypimo žala (Rawat et al., 2021). Esant intensyviai trypimui, pastebima, kad labai sumažėja augalų danga, lapuočių krūmų, kerpių ir samanų gausa. Šie rezultatai rodo, kad žmonių trypimas kalnų bendruomenėse turi didelį neigiamą poveikį (Piscová et al., 2021). Nagrinėjant trypimo poveikį augalų rūšims kalnuose pripažįstama, kad augmenijos jautrumas didėja, didėjant aukščiui (Apollo, Andreychouk, 2020). Šiaurinės Švedijos subarktinėje dalyje, Latnjavagge slėnyje, esančiame pėsčiųjų take, nustatyta trypimo sukeliama žala jautrioms vietovės kalnų ekosistemoms. Mokslininkai teigia, kad atstumas nuo tako turėjo

reikšmingos įtakos bendrai augalijos sudėčiai, o dominuojančioms kraujagyslinių augalų rūšims poveikis nustatytas nedidelis (Rawat et al., 2021). Taigi, skirtingos augalų rūšys, skirtingai reaguoja į tryvimą. Poveikio dydis paprastai auga, kai didėja trypimo dažnis. Žinant poveikio mastą, bet kokią veiklą, susijusią su augalinės dangos trikdymu, turėtų būti siekiama sumažinti (Hasmadi et al., 2010).

Gamtinė rekreacija turi poveikį ne tik augalams, bet ir dirvožemiui. Dirvožemio funkcionalumas paprastai apibrėžiamas kaip dirvožemio gebėjimas užtikrinti pagrindines sausumos ekosistemų funkcijas, tokias kaip biologinis produktyvumas, maistinių medžiagų ciklas, fizinis stabilumas ir augalų augimo palaikymas (Fitter et al., 2005). Fiziniai veiksniai, tokie kaip trypimas, dažnai yra susiję su dirvožemio struktūros, biotos ir funkciniais pokyčiais. Šie pokyčiai gali būti persipynę arba atsirasti nepriklausomai vienas nuo kito (Hoorman et al., 2011). Tyrimo apie dirvožemio grynojo azoto (N) mineralizacijos greičio atsaką į rekreacinį tryvimą takuose skirtinguose aukščiuose, nustatyta, kad trypimas žymiai padidino dirvožemio tūrinį tankį ir dirvožemio pH vertę, tačiau žymiai sumažino organinės anglies (C) ir bendrą azoto kiekį dirvožemyje. Dirvožemio mikrobų biomasė C pirmiausia yra atsakinga už dirvožemio grynojo N mineralizacijos greičio kitimą. Šis tyrimas atskleidė, kad trypimo įtaka dirvožemio grynajam azoto mineralizacijos greičiui kinta, priklausomai nuo tiriamo aukščio, o tai yra susiję ir su lankytojų trikdymo intensyvumu (Shang et al., 2022). Dirvožemio azoto (N) prieinamumas yra vienas iš pagrindinių aplinkos veiksnių, reguliuojančių augalų augimą ir ekosistemos produktyvumą (Schimel, Bennett, 2004). Trypimas gali pabloginti rekreacinių takų būklę, o netinkama ar nepakankama takų priežiūra gali paspartinti dirvožemio degradaciją. Dirvožemio degradacijos formos apima nuošliaužų susidarymą, eroziją, rūgštėjimą, druskėjimą ir dykumėjimą (Rangel et al., 2019). Pranešama, kad pasaulio dirvožemio nuostoliai dėl rekreacijos poveikio takuose svyruoja nuo 6,1 Mg ha⁻¹ iki 2090 Mg ha⁻¹ per metus (Salesa, Cerdà, 2020). Susirūpinimą kelia ir tai, kad dirvožemio praradimas dėl erozijos paprastai laikomas reikšminga ir negrįžtama poveikio forma. Statistinė tyrimo duomenų analizė atskleidė, kad tako padėtis, tako šlaito išlygiavimo kampas, nuolydis, vandens nutekėjimas ir naudojimo būdas yra svarbūs dirvožemio eroziją lemiantys veiksniai (Olive, Marion, 2009). Ilgalakis takų naudojimas rekreacijos tikslais bei bloga jų priežiūra, be jau anksčiau išvardytų rekreacinio naudojimo pasekmių, gali lemti takų ploto padidėjimą bei šalutinių takų formavimąsi (Özcan et al., 2013).

1.3. Invazinių augalų paplitimo dėl rekreacijos poveikio analizė

Kaip dar vieną labai svarbų rekreacijos sukeltą pavojų gamtinėms teritorijoms būtina paminėti invazinių rūšių tose teritorijose plitimą. Invazinės rūšys kelia didžiausią grėsmę biologinei įvairovei dėl galimo neigiamo poveikio vietinėms rūšims (Gurevitch, Padilla, 2004). Įsitvirtinusias invazines rūšis labai sunku kontroliuoti ar išnaikinti (Gozlan et al., 2010). Istoriskai – žinoma, kad devynioliktoje ir dvidešimtojo amžiaus pradžioje daugelis rūšių buvo sąmoningai introdukuotos iš vienos pasaulio dalies į kitą, kaip ekonominio vystymosi priemonė (Crosby, 2004). Nors pagrindė invazinių rūšių paplitimo priežastis buvo ekonominė nauda bei žemės ūkio plėtra, vis dėl to rekreacija reikšmingai prisidėjo prie invazinių augalų paplitimo. Turistai išlieka pagrindiniu atsitiktinių ir tyčinių rūšių introdukacijos šaltiniu, o tai kelia susirūpinimą dėl biologinio saugumo tiek tarptautiniu, tiek šalies regioniniu lygiu (Gössling, Hall, 2006). Turizmas ir laisvalaikis gamtoje yra susiję su lankytojų, transporto priemonių ir laivų susibūrimu iš geografiškai skirtingų vietovių. Todėl manoma, kad tai yra invazinių rūšių judėjimo keliai, kurie tampa vis svarbesni, vystantis šiems sektoriams. Atlikto tyrimo rezultatai pateikia kiekybinius įrodymus, kad nevietinių rūšių gausa ir turtingumas yra daug didesnis tose vietose, kur intensyvi turistinė veikla (Anderson et al., 2015). 1986 ir 2004 metais buvo atlikti botaniniai tyrimai turistų lankomoje saugomoje teritorijoje pietryčių Australijoje – Kosciuškos nacionaliniame parke. Tyrimų metu nustatyti 156 invaziniai taksonai: 152 buvo susiję su turizmo infrastruktūra, 64 taksonai kelių pakraščiuose, 50 slidinėjimo kurortų zonose ir dar 66 išskirtinai tik slidinėjimo kurortų soduose (Pickering et al., 2007). Panašaus pobūdžio tyrimai buvo atlikti ir Argentinoje, Akonkagvos provincijos parke. Rezultatai parodė, kad rekreacinės veiklos parke paveikė vietinę biologinę įvairovę ir sukėlė šiuos pokyčius: sumažino dominuojančių endeminių rūšių dangą ir sudarė palankesnes sąlygas invazinių rūšių plitimui. Šie rūšių sudėties pokyčiai sukėlė funkcinis pokyčius vietinėms rūšims. Gauti rezultatai patvirtino, kad lankytojų išėjimas už takų ribų, nėra nereikšmingas ir turi poveikį vietinei biologinei įvairovei, todėl pabrėžiama, kaip svarbu apriboti šiuos trikdžius prie takų, kad būtų išvengta plataus masto poveikio didelės gamtosauginės vertės teritorijose (Barros et al., 2020). Net ir tokioje atšiaurioje vietovėje kaip Antarktida nustatyta, kad invazinės rūšys atsirado netoli pagrindinių mokslinių ekspedicijų ir turistinių kruizų į Antarktidą maršrutų. Buvo ištirta 13 vietovių jūrinėse Antarkties salose ir 12 vietų Antarkties pusiasalyje. Invazinės rūšies augimas buvo susijęs su statistiškai reikšmingu dviejų vietinių rūšių biomasės sumažėjimu, tuo tarpu invazinės rūšies biomasės sumažėjimas nebuvo statistiškai reikšmingas. Invazinės rūšies buvimas žymiai sumažino dviejų vietinių rūšių fotosintezės efektyvumą. Nerimaujama, kad padidėjusi žmogaus veikla ir paspartėjusi klimato

kaita Antarktidoje gali padidinti invazinių rūšių skaičių, paplitimo diapazoną ir poveikį vietinėms rūšims žemyne (Molina-Montenegro et al., 2012). Daugiau nei 120 000 invazinių augalų, gyvūnų ir mikroorganizmų rūšių paplito Jungtinėse Valstijose, Jungtinėje Karalystėje, Australijoje, Pietų Afrikoje, Indijoje ir Brazilijoje. Daugelis jų padarė didelių ekonominių nuostolių žemės ūkyje ir miškininkystėje bei neigiamai paveikė ekologinį vientisumą (Pimentel et al., 2001). Tikėtina, kad ateityje susirūpinimas dėl pavojaus, susijusio su invazinių rūšių introdukcija endeminei biologinei įvairovei, gali tik didėti, nes tarptautinių kelionių skaičius ir toliau auga, o dėl klimato kaitos susidaro palankios aplinkos sąlygos nevietinėms rūšims įsitvirtinti (Pimentel et al., 2000).

1.4. Slidinėjimo trasų poveikio gamtinei aplinkai analizė

Visame pasaulyje yra daugiau nei 6000 slidinėjimo kurortų, kuriuose slidinėja apie 400 milijonų žmonių. Ši veikla ypač populiari Šiaurės Europoje ir Amerikoje. Šioms kalnų vietovėms slidinėjimo veikla yra svarbus ekonomikos ramstis (Wang, 2021). Žiemos sporto kurortų plėtra ir didelis lankytojų srautas, gali turėti įtakos kalnų kraštovaizdžiui ir gamtinei aplinkai. Slidinėjimo trasų ir keltuvų statyba bei jų eksploatavimas turi didelį poveikį dirvožemio atsparumui kalnuose, šios infrastruktūros vystymas sukelia daug aplinkos pokyčių, tokių kaip dirvožemio ir augalinės dangos pašalinimas, kelių tiesimas ir dirbtinio sniego gamyba. Nepaisant šių grėsmių, slidinėjimo kurortai yra plačiai paplitę visame pasaulyje. Anksčiau daugelis kraštovaizdžio transformacijų, reikalingų slidinėjimo kurortams steigti, buvo vykdomos netinkamai, nesirūpinant dėl galimo poveikio ekosistemoms, o po dešimtmečių neigiamas poveikis tapo akivaizdus (Freppaz et al., 2013). Slidinėjimo sporto evoliucija padidino plačių, lygių slidinėjimo trasų paklausą, kurios dažniausiai įrengiamos po plynų kirtimų gerai išsivysčiusiuose miškuose (Tsuyuzaki, 1994). Tokių trasų paruošimas lankytojų naudojimui gali sukelti geomorfologinius pokyčius, tokius kaip tėkmės ir nuosėdų apkrovos padidėjimas (David et al., 2009), dirvožemio erozija, augalijos ir gyvūnijos trikdymą (Geneletti, Dawa, 2009). Dėl sumažėjusio dirvožemio sluoksnio, gali būti sunaikinta natūrali vandens apykaita, o šlaito papėdėje gali atsirasti drėgnų zonų. Slidinėjimo zonos tvarkymas ir slidinėjimo trasų plėtra smarkiai pablogino viršutinį dirvožemio sluoksnį ir paveikė vietinę augmeniją. Reikšmingi žemės naudojimo pokyčiai pakeitė hidrologines sąlygas, todėl upės žemupio atkarpose dažniau kyla potvyniai ir padidėja nuosėdų išėiga (Duglio, Beltramo, 2016), o dirvožemio erozija gali tapti rimta grėsme dėl išretėjusios augalijos. Dažnu atveju, siekiant užkirsti kelią erozijai ir

pagerinti kraštovaizdžio kokybę, slidinėjimo trasos apželdinamos ne tai teritorijai būdinga augalija, o rūšimis, kurios gali greitai sukurti pakankamą augalinę dangą (Frepazz et al., 2010).

Slidinėjimo trasų naudojimui reikalingas sniego dangos paruošimas, kurį atlieką specialią įrangą, vikšriniai sniego valytuvai, jie vykdo sniego perkėlimą, lyginimą, sutankinimą arba sukasimą trasoje (Hudek et al., 2020). Sniego tankio manipuliavimo tyrime nustatyta, kad tankesnė ir plonesnė sniego danga sumažino dirvožemio izoliaciją ir dirvožemio temperatūrą. Be to, dėl tankesnės sniego dangos, ištirpus sniegui, augalų fenologija vėlavo iki penkių savaitių (Rixen et al., 2008). Slidinėjimo trasose nustatyti požymiai, kad padidėjęs suspausto sniego šilumos laidumas gali sukelti stiprų dirvožemio iššalą. Slidinėjimo trasose, kuriose yra plona ir sutankinta sniego danga, gali išsivystyti stiprus ir ilgalaikis sezoninis dirvožemio iššalas. Žiemos metu dirvožemio temperatūros režimas gali tiesiogiai paveikti dirvožemio maistinių medžiagų kiekį (Freppaz et al., 2007). Suspausto sniego dangos tirpimas – lėtesnis, todėl vasaros metu dirvožemio temperatūra neigiamai koreliuoja su sniego dangos trukme. Žema dirvožemio temperatūra vegetacijos laikotarpiu, mažina dirvožemyje esantį azotą (N) (Magnani et al., 2017).

Turbūt geriausiai išplėtota tarptautinių mokslinių tyrimų tema turizmo srityje – klimato kaita ir žiemos sportas. Ankstyvieji tyrimai buvo atlikti dar XX amžiaus devintojo dešimtmečio pabaigoje (Scott, 2006). Pristatymas prie žiemos sezono iššūkių dėl trumpesnio sniego dangos išlaikymo apima keletą strategijų, dvi iš jų – slidinėjimo centrų perkėlimas arba statyba didesniuose aukščiuose ir dirbtinio sniego gamyba (Joksimović et al., 2019). Spartėjant visuotiniam atšilimui, dirbtinio sniego gaminimas tampa vis svarbesnis slidinėjimo kurortuose. Pastaruosius dešimtmečius stebima kylanti oro temperatūra, pakitęs kritulių režimas ir dėl to atsiranda didelis sniego dangos trukmės kintamumas, kuris daro įtaką žiemos turizmui. Natūraliu sniegu padengtų slidinėjimo zonų skaičius mažėja (Bacchiocchi et al., 2019). Dėl sniego gamybos sistemų plėtros gali atsirasti įvairių gamtosaugos ir aplinkosaugos problemų, tokių kaip neigiamas poveikis vandens ištekliams, iškastinio kuro naudojimo padidėjimas, dėl ko padidėja išmetamo CO₂ kiekis, atsiranda dirvožemio pokyčiai, paveikiama vietinė fauna ir flora, dėl ilgo dirbtinio sniego tirpimo lėtėja pievų ir krūmynų vegetacijos procesai (Campos Rodrigues et al., 2018). Dirbtiniu sniegu papildoma natūralaus sniego danga, turi ir teigiamą poveikį sumedėjusiems augalams kurių, jautrūs audiniai žiemą yra virš žemės. Šių augalų skaičius slidinėjimo trasose sumažėjo, lyginant su kontroliniais sklypais šalia trasų. Tačiau jų buvo daugiau trasose su dirbtiniu sniegu nei trasose su natūraliu sniegu. Šie tyrimai rodo, kad dirbtinis sniegas sušvelnina mechaninius augalijos trikdžius, kuriuos sukelia sniego priežiūros mašinos ir slidininkai (Rixen et al., 2003). Dirbtinai gaminamo sniego cheminė sudėtis skiriasi nuo natūralaus sniego. Dirbtinis sniegas buvo ištirtas, analizuojant pagrindinių katijonų kiekį,

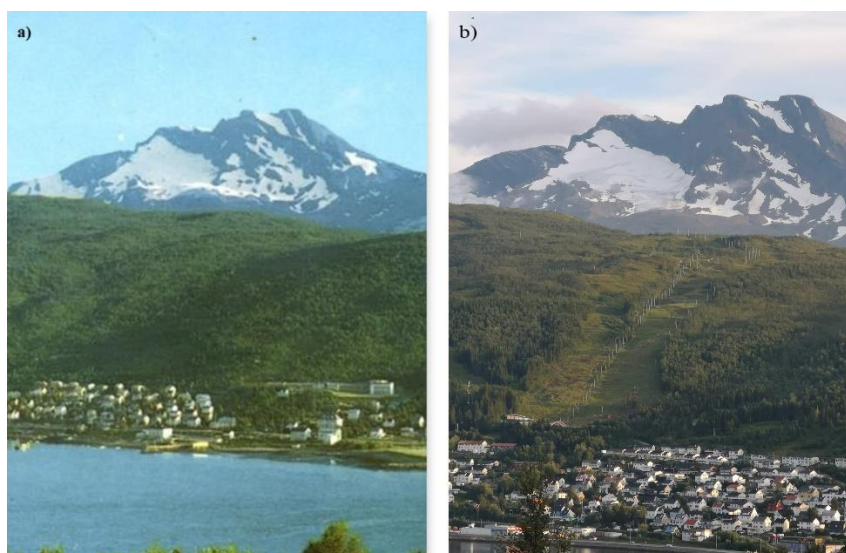
išmatuojant labai aukštą pH ir elektrinio laidumo lygį. Dirbtinis sniegas gali suteikti papildomų mineralinių elementų ir padidinti dirvožemio pH slidinėjimo trasoje (Bacchiocchi et al., 2019). Savognine (Rytų Šveicarijos Alpėse) atlikto tyrimo rezultatai parodė, kad dirbtinis sniegas lemia pastebimus floristinės sudėties pokyčius ir lemia bendrijų rūšių turtingumo sumažėjimą. Visų pirma, atrodo, kad papildomi vandens ir jonų kiekiai, keičia konkurencijos pusiausvyrą bendrijose, skatindami greičiau augti gerai prisitaikiusias rūšis. Galima teigti, kad dirbtinis sniegas kelia rimtą grėsmę, mažai maistinių medžiagų turinčių ir sausų pievų augalų rūšių įvairovei (Roux-Fouillet et al., 2011). Apibendrinant, kalnų regionai, kuriuose vykdoma žiemos lauko pramogų veikla, susiduria su nuolatine tradicinės unikalios aplinkos ir augmenijos kaita (Freppaz et al., 2010).

2. TYRIMO OBJEKTAS IR METODAI

2.1. Tyrimo objektas

Tyrimo objektas – Ankenesfjellet rekreacinėje slidinėjimo trasos teritorijoje, esantys savaiminiai takai. Tyrimo teritorija yra šiaurės Norvegijoje, Ofotene, Nordlando apskrityje, Narvik savivaldybėje, Narvik miesto, Ankenesstrand priemiestyje (68°24'39.4" – 17°23'14.7"). Teritorija yra šiaurės poliariniame rate, vyrauja jūrinis subarktinis klimatas, ją supa Ofotfjord (fiordas), kuris sušvelnina atšiaurų klimatą. Vidutinė sausio mėnesio temperatūra -2 – -10°C, vidutinė liepos mėnesio temperatūra 12 – 16°C. Vidutinis kritulių kiekis 750 – 1000 mm per metus. Šiai teritorijai būdingos poliarinės naktys (žiema) ir poliarinės dienos (vasarą) (Dannevig, Harstveit, 2021).

Tiriamoje teritorijoje 1972 metais buvo įkurtas kalnų slidinėjimo kurortas. 1991 metais šį kurortą įsigijo „Ankenes Alpklubb“. Teritorijoje įrengtos 8 slidinėjimo trasos, 2 liftai, apšvietimas yra keletas techninių pastatų, nuomojamas poilsio namelis ir poilsio vietė, esanti maždaug 1 kilometro atstumu nuo tako pradžios. Slidinėjimo trasų ilgis svyruoja nuo 4 iki 7 kilometrų priklausomai nuo sniego dangos storio. Įprastai slidinėjimo sezonas prasideda lapkričio mėnesį ir baigiasi balandį (Ankenes Alpklubb, 2023). Teritorija apsupta miškų, tačiau pačioje teritorijoje medžiai bei krūmai iškirsti (1 pav.). Infrastruktūra pritaikyta slidinėjimui, slidinėjimo sezono metu yra naudojamos dirbtinio sniego gamybos patrankos.



1 pav. Teritorijos pokyčių nuotraukos: a) prieš slidinėjimo kurorto įsikūrimą (Waldenstrøm, 1960-1970); b) 2022 m. rugpjūčio mėnesį

2.2. Tyrimo metodai

2.2.1. Lauko tyrimai

Tyrimai atlikti 2022 metų vasarą. I tyrimas atliktas birželio mėnesį, o II tyrimas - rugpjūčio mėnesį. Tyrimų datos (1 lentelė) pasirinktos pagal lauko tyrimams atlikti tinkamas oro sąlygas (be lietaus ir stipraus vėjo). Toliau tekste ir grafikuose bus žymima I tyrimas bei II tyrimas.

1 lentelė

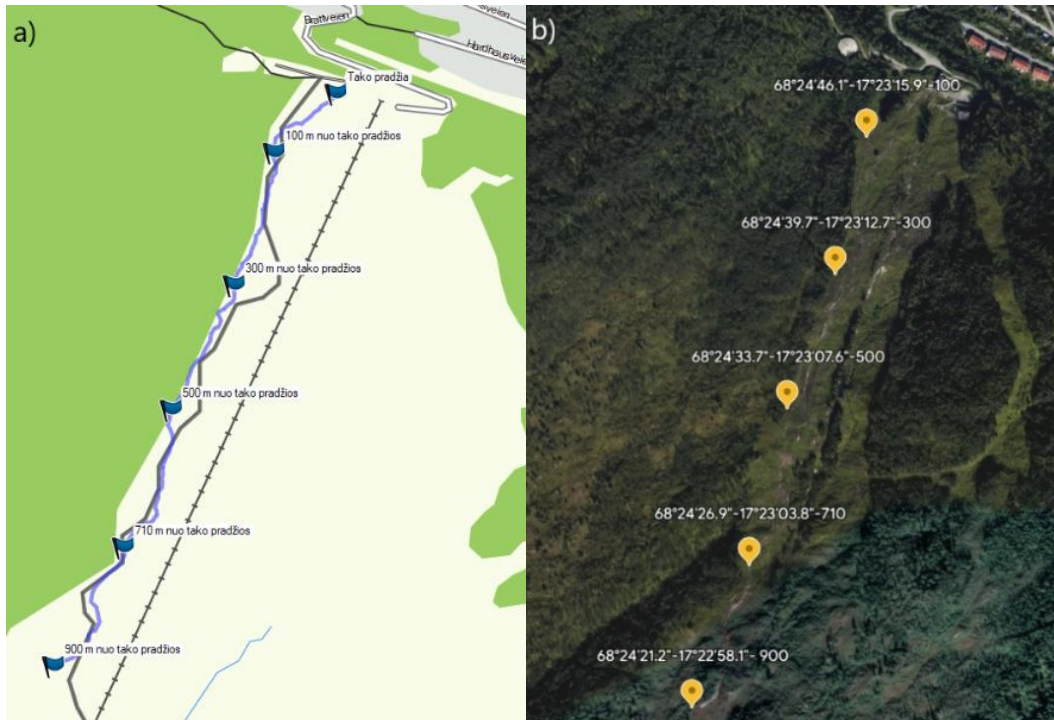
Atliktų tyrimų datos

Atstumas nuo tako pradžios, m	Tyrimo data	
	I tyrimas	II tyrimas
100	2022-06-30	2022-08-02
300	2022-06-28	2002-08-04
500	2022-06-26	2022-08-06
710	2022-06-24(25)	2022-08-14
900	2022-06-22	2022-08-15

Tyrimams atlikti pasirinkta 900 metrų tako atkarpa, kuri būtų arčiau slidinėjimo trasos pakraščio. Dėl augalų vegetacijos skirtumų trasoje ir šalia trasos, tyrimą atlikti pasirinkta tik vienoje tako pusėje, kurioje slidinėjimo trasos įtaka augalų vegetacijai mažesnė (2 priedas). Tako pradžia – 90 m aukštyje v.j.l., aukščiausia tiriamoji vieta 303 m v.j.l., vidutinis nuolydis 22%. Pasirinktos penkios tyrimo vietos slidinėjimo trasos pakraštyje: 3 prie oficialaus ir 2 prie neoficialaus tako (2 pav.). Tyrimo taškai išdėstomi, kas 200 metrų pradedant 100 metrų nuo tako pradžios. Tyrimo taškų išdėstymas:

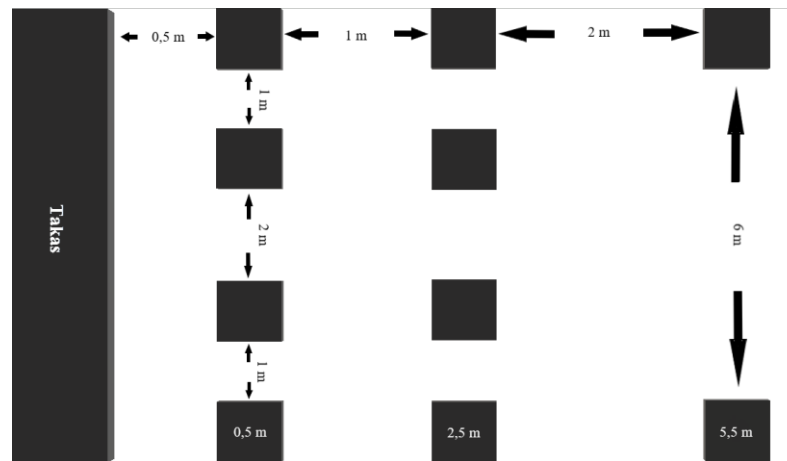
1. 100 metrų nuo tako pradžios, prie oficialaus tako. Tako plotis apie 1 m. Aukštis virš jūros lygio 117 metrų.
2. 300 metrų nuo tako pradžios, prie neoficialaus tako. Tako plotis apie 0,5 m. Aukštis virš jūros lygio 178 – 179 metrai.
3. 500 metrų nuo tako pradžios, prie neoficialaus tako. Tako plotis apie 0,5 m. Aukštis virš jūros lygio 223 metrai.
4. 710 metrų nuo tako pradžios, prie oficialaus tako (ties 700 metrų nuo tako pradžios – galimai senos statybvietės liekanos, todėl tyrimo taškas perkeliamas 10 metrų toliau nuo numatytos vietos (3 priedas)). Tako plotis apie 0,5 m. Aukštis virš jūros lygio 265 metrai.
5. 900 metrų nuo tako pradžios, prie oficialaus tako. Tako plotis apie 2 m. Aukštis virš jūros lygio 303 metrai.

2 paveikslo tyrimo vietų schemoms sudaryti naudota: a) programos BaseCamp (4.7.4 versija) žemėlapis, kuriam laisvą prieigą suteikia Garmin kompanija, GPS įrenginių naudotojams. Šios programos žemėlapyje galima susikurti išankstinį turistinį žemėlapią arba naudojant GPS įrenginį, fiksuoti kelią esamuoju laiku. b) schemai naudota Google Earth interaktyvus žemėlapis, kuriame buvo sužymėtos tyrimo vietos ir jų koordinatės.



2 pav. Tyrimo vietų išdėstymo schemas slidėjimo trasos pakraštyje esančiuose takuose a) mėlynos vėliavėlės žymi tyrimo vietas, pilkos spalvos linija pažymėtas savaime susiformavęs turistiniuose žemėlapiuose žymimas takas, violetine - savaime susiformavęs šalutinis takas, linija su brūkšniais pažymėti slidinėjimo trasos keltuvai (Garmin), b) slidinėjimo trasos teritorijos ortofotonuotraukoje geltona spalva pažymėtos tyrimo vietos su koordinatėmis (Google Earth, 2022).

Visose penkiose tyrimo vietose buvo tiriama po 10 vienetų 1m^2 plotų: po 4 vienetus $0,5$ ir $2,5$ m nuo tako ir po 2 vienetus $5,5$ m nuo tako (3 pav.). Tiriamų plotų išdėstymas modifikuotas ir pritaikytas tiriamai teritorijai, remiantis Kostrakiewicz-Gierałt, Pliszko, Gmyrek-Gołąb (2020) atlikto tyrimo plotų išdėstymo schema.



3 pav. Tiriamų plotų išdėstymo schema: 0,5; 2,5; 5,5 m žymi plotų atstumą nuo tako metrais

Pagrindinis tyrimo instrumentas – augalų vertinimo Braun – Blanquet metodas. Braun – Blanquet metodo esmė aprašyta M. E. D. Poore (1955) darbe „Fitosociologinių metodų taikymas ekologiniuose tyrimuose: Braun – Blanquet sistema“. Šiuo metodu, tiriamuose plotuose, vertinama padengimo gausa, kaip erdvė, kurią dengia vertikali visų antžeminių augalo dalių projekcija, kuri įvertinama pagal gausos ir padengimo skalę:

- 5 – bet koks individų skaičius, apimantis daugiau kaip 75% ploto;
- 4 – bet koks individų skaičius, apimantis 50 – 75% ploto;
- 3 – bet koks individų skaičius, apimantis 25 – 50% ploto;
- 2 – bet koks individų skaičius apimantis ne mažiau kaip 5% ploto;
- 1 – individų gausu, bet nedidelės padengimo vertės ne daugiau kaip 5%;
- + – individų reta arba labai retai, padengimas labai mažas.

Kiekvienam plotui charakterizuoti buvo užpildyta anketa (4 priedas), kurioje nurodytos GPS prietaisu nustatytos koordinatės, atstumas nuo tako metrais, augalų gausa, padengimas, identifikuotos augalų rūšys bei kita svarbi su tyrimu susijusi informacija.

Tyrimui atlikti buvo reikalingos šios priemonės: matavimo juostos, GPS įrenginys (Garmin eTrex 22x), fotoaparatas. Augalų atpažinimui naudoti šaltiniai:

Pirminiam atpažinimui naudota mobilioji programa „iNaturalist“. Programa yra pasaulinė gamtos stebėjimo ir identifikavimo priemonė. Fotografuojami natūraliai aptinkami organizmai, užfiksuoti vaizdai įkeliami į „iNaturalist“ programą, kur pasaulinė gamtininkų bendruomenė bei naudojamos dirbtinio intelekto technologijos padeda atpažinti augalų ir gyvūnų atvaizdus iki rūšies lygio. Programos naudotojai, pasidalindami augalo ar gyvūno atvaizdu kartu su stebėjimo data ir vieta, nuotrauką paverčia stebėjimu. Bendri stebėjimai padeda

mokslininkams ir visuomenei daugiau sužinoti apie gyvybę žemėje. Bėgant laikui ir didėjant stebėjimų skaičiui, tikimasi atlikti pasaulinį biologinės įvairovės tyrimą (Nugent, 2018).

Rūšių patikslinimui, saugomų bei invazinių augalų nustatymui naudotos „Norsk lavflora“ ir „Artsdatabanken“. „Norsk lavflora“ – virtuali duomenų bazė, kurioje pateikiamas Norvegijoje aptinkamų kerpių sąrašas bei jų struktūra, chemija, dauginimasis, ekologija, paplitimo žemėlapiai, nuotraukos su trumpais išvaizdos aprašymais ir nykstančių rūšių sąrašo kategorija. Kerpių sąrašas sudarytas mokslų daktaro Einar Timdal, remiantis ir kitų tyrėjų atradimais. Apie šią svetainę užsimena B. Petter (2006) „Norvegijos botanikų draugijos“ žurnale.

„Artsdatabanken“ – virtualus Norvegijos gamtos įvairovės duomenų bankas, kuris renka ir skleidžia žinias apie Norvegijoje esančias rūšis ir ekosistemas. Pateikia naujausią informaciją apie biologinę įvairovę visuomenei bei glaudžiai bendradarbiauja su mokslininkais ir tyrėjais. Duomenų banke galima rasti: saugomų bei invazinių rūšių sąrašus, rūšių paplitimo bei stebėjimo žemėlapius, visą reikiamą informaciją apie aptinkamas rūšis, ekosistemų įvairovės tipizavimo ir aprašymo sistemą bei naujausias žinias apie Norvegijos gamtą (Artsdatabanken, 2021).

2.2.2. Duomenų analizė

Siekiant tikslesnio statistinio duomenų įvertinimo Braun - Blanquet dangos gausumo ir padengimo skalės vertinimų reikšmės, buvo transformuotos (2 lentelė), remiantis van der Maarel (2007) „Padengimo gausos verčių transformacija tinkamam skaitiniam apdorojimui“ darbe pateikta metodika.

2 lentelė

Duomenų perversimas

Projekcinis padengimas(%)	Braun - Blanquet gausumo ir padengimo vertinimas pagal skalę	OTV	Ord%
0–1	0.5 (r, +)	2	1
1–5	1	3	2
5–25	2	5	8.5
25–50	3	7	35
50–75	4	8	70
75–100	5	9	140

OTV (Ordinal Transfer Value) – eilinės transformacijos reikšmės, Ord% – procentinė eilinės transformacijos reikšmės išraiška pagal van der Maarel (2007)

Rūšių padengimas kiekviename matavimo taške buvo užregistruotas pagal pradinę Braun-Blanquet klasifikaciją, o vėliau transformuota į Ord% skalę. Ord% skalėje atsižvelgiama į

tai, kad rūšių, turinčių dideles Braun - Blanquet reikšmes (4 ir 5), dažnis ir padengimas paprastai yra daug didesnis nei vizualiai stebint lauke (dėl stiebų ir lapų išsidėstymo keliuose sluoksniuose), ir ji apskaičiuojama kaip $\ln C = (OTV - 2)/1,415$, kur $C = \text{padengimas}\%$, o $OTV = \text{ordinalinė } 1-9 \text{ skalė}$ (Göthe et al., 2016). Duomenis transformavus $\text{Ord}\%$ skalė tampa iš dalies metriniu, todėl labiau tinkama statistinei analizei atlikti (van der Maarel, 2007).

Duomenų statistinei analizei ir grafiniam vaizdavimui atlikti naudota kompiuterinė programa „RStudio“ (versija 2023.03.0). „RStudio“ naudotos bibliotekos:

- `ggplot2` – deklaratyvaus grafikos kūrimo sistema, pagrįsta grafikos gramatika (Wickham, 2016).
- `dplyr` - duomenų apdorojimo gramatika, padedanti išspręsti dažniausiai pasitaikančias duomenų tvarkymo problemas (Wickham et al., 2023).
- `viridis` – spalvų žemėlapių seriją, skirtą pagerinti grafiko skaitomumą vartotojams. Spalvoti žemėlapiai taip pat yra vienodi, tiek įprastinės formos, tiek konvertuoti į nespalvotus spausdinimui. Viridis suteikia papildomų funkcijų, ypač `ggplot2` bibliotekai (Garnier et al., 2021).
- `hrbrthemes` - Papildomos temos ir temos komponentai, skirti „ggplot2“. Tai labai tikslingas paketas, kuriame pateikiamos į tipografiją orientuotos temos ir temų komponentai, skirti `ggplot2` (Rudis, 2020).
- `data.table` – didelio našumo bazinio `data.frame` versija su sintaksės ir funkcijų patobulinimais. Ši biblioteka siūlo greitą didelių duomenų kaupimą, pašalinimą, sujungimą. Duomenų stulpelių pridėjimą, keitimą, ištrynimą pagal grupes, nedarant jokių kopijų, kad būtų lengva ir patogiu naudoti (Dowle et al, 2022).
- `e1071` – funkcija skirta statistiniams ir tikimybiniais algoritams (Dimitriadou et al., 2006).

Su tikslu parinkti tinkamiausius parametrinius ar neparametrinius kriterijus duomenų statistinei analizei atlikti, lauko tyrimo ir transformuoti duomenys buvo testuoti dėl atitikimo Gauso skirstiniui. Pagal asimetrijos, eksceso koeficientus bei Šapiro-Vilko testo rezultatus patikrinta ar I ir II tyrimo padengimas% ir $\text{Ord}\%$ duomenys pasiskirstę pagal normalųjį skirstinį (3 lentelė).

Asimetrijos, eksceso koeficientai bei Šapiro-Vilko testo rezultatai, panaudojant padengimo% ir Ord% duomenų imtis

Tyrimas	Asimetrija	Ekscesas	Šapiro–Vilko testas/p
Padengimas%			
I	2,47	7,02	W = 0,70, p < 2,2e-16
II	2,43	6,55	W = 0,70, p < 2,2e-16
Ord%			
I	4,19	20,96	W = 0,47, p < 2,2e-16
II	3,89	17,57	W = 0,48, p < 2,2e-16

Interpretuojant asimetrijos ir eksceso koeficientų rezultatus pastebima, kad jie nepatenka, tarp -2 ir 2 verčių, kas parodo, kad tyrimo duomenys neatitinka normaliojo skirstinio principų. Atlikto Šapiro-Vilko testo p reikšmės – mažesnės už 0,05, o tai parodo, kad duomenys neturi normaliojo skirstinio. Nustačius duomenų skirstinį, pasirinkti šie statistiniai metodai: Welch t kriterijus (su išimtimi naudojamas nenormaliesiems duomenims), Mann-Whitney-Wilcoxon ir Spirmeno ranginės koreliacijos koeficientas. Šiais statistiniais metodais buvo palyginta I ir II tyrimo augalijos ir plikos žemės duomenų skirtumai tarp plotų, esančių skirtingu atstumu nuo tako (m) grupių. Grupės: 0,5 ir 2,5; 0,5 ir 5,5; 2,5 ir 5,5. Lyginimui naudoti padengimas% ir Ord% duomenys. Taip pat buvo apskaičiuota moda pagal Braun - Blanquet gausumo ir padengimo duomenis.

Išanalizavus mokslinės literatūros šaltinius nustatyta, kad dalis augalų rūšių gali būti kaip indikatorinės rūšys, kurios parodo rekreacijos procese atsirandantį trypimo poveikį (4 lentelė).

Indikatorinės (jautrios) augalų rūšys

Nr.	Augalo rūšis	Autorius
1.	Miškinė septynikė (<i>Lysimachia europaea</i>)	Malmivaara-Lämsä (2008)
2.	Paprastoji bruknė (<i>Vaccinium vitis-idaea</i>)	Malmivaara-Lämsä et al. (2008)
3.	Paprastoji tuklė (<i>Pinguicula vulgaris</i>)	Heslop-Harrison (2004)
4.	Šilinis viržis (<i>Calluna vulgaris</i>)	Roovers et al. (2004a)
5.	Beržas keružis (<i>Betula nana</i>)	Wielgolaski (2001)
6.	Paprastasis vaivoras (<i>Vaccinium uliginosum</i>)	Törn et al. (2009)
7.	Pataisas varinčius (<i>Lycopodium annotinum</i>)	Sămărghitan, Oroian (2019)
8.	Vilnotoji širmūnė (<i>Racomitrium lanuginosum</i>)	Morrocco, Ballantyne (2008)
9.	Juodoji varnauogė (<i>Empetrum nigrum</i>)	Hylgaard et al. (1981)
10.	Paprastoji šilsamanė (<i>Pleurozium schreberi</i>)	Malmivaara-Lämsä et al. (2008)
11.	Plaukuotasis beržas (<i>Betula pubescens</i>)	Lehvāvirta et al. (2014)

3. REZULTATAI

3.1. Slidinėjimo trasoje aptinkamų antropogeninės veiklos žymių analizė

Nagrinėjama gamtinė rekreacinė teritorija pritaikyta žiemos sporto veiklai, todėl daugiausia aptinkamų antropogeninėse veiklos žymių yra susijusių su slidinėjimo trasos priežiūra ir jos vystymu. Ryškiausia žmogaus ūkinės veiklos žymė yra plynas teritorijos miško kirtimas, kuris progresuoja, nes medžiai ir krūmai vis dar šalinami, norint apsaugoti slidinėjimo trasoje, esančią infrastruktūrą (elektros, apšvietimo ir keltuvų linijas) tai pat norint pagerinti kai kurių vietų pasiekiamumą naudojami technikai ir palaikyti ar padidinti slidinėjimo trasos plotą (5 priedas). Dar viena ryški antropogeninės veiklos žymė, nutirpus didžiajai daliai sniego dangos – teritorijos išvažinėjimas ir susiformavusios gilios vėžės (6 priedas). Šios vėžės atsiranda naudojant transporto priemones (sniego valytuvai, sniego motociklai, keturačiai) slidinėjimo trasos tvarkymui (po slidinėjimo sezono surenkamos rampos, apsauginės tvorelės, trasos ženklavimo priemonės, reklamos), kuomet dėl intensyvaus sniego tirpsmo dirvožemyje susikaupusi perteklinė drėgmė. Šie du faktoriai didžiojoje teritorijos dalyje suformuoja purvynus (7 priedas), ko pasekoje yra sunaikinama augalinė danga, stipriai nuardomas viršutinis dirvožemio sluoksnis.

Šios antropogeninės veiklos žymės turi įtakos ir kitiems procesams, vykstantiems teritorijoje. Teritorijoje yra sutrikusi natūrali vandens apykaita, slidinėjimo trasoje kaupiasi perteklinė drėgmė dėl ko formuojasi stovinčio vandens balos ir eroziniai grioviai, kuriais teka vandens perteklius su savimi nešdamas nuosėdas, kurios kaupiasi slidinėjimo trasos žemiausioje dalyje (8 priedas). Visą šį poveikį teritorijai padarė žmogaus veikla, įgyvendinant slidinėjimo trasos įrengimo ir plėtros darbus, kurių neigiamas poveikis yra moksliskai patvirtintas. Slidinėjimo trasose dirvožemis sutankinamas iki trijų kartų, o vandens infiltracija trunka iki keturių kartų ilgiau, palyginti su natūraliomis vietovėmis, dėl ko dirvožemio savybės iš esmės skiriasi. Tai paaiškina, kodėl slidinėjimo trasos yra labiau linkusios į nuošliaužas, šlaitų ir griovių eroziją ir turi skirtingą augalijos dangą lyginat su nepaliestomis teritorijomis tose pačiose vietose (de Jong et al., 2015). Teiginys apie skirtingą augalijos dangą taip pat puikiai apibūdina ir šios rekreacinės teritorijos augalijos sudėtį ir vegetacijos kintamumą, kurios vizualiai labai skiriasi tarp slidinėjimo trasos ir šalia trasos esančios teritorijos (9 priedas).

Kitos slidinėjimo trasos tvarkymo ir vystymo antropogeninės veiklos žymės gamtinėje rekreacinėje teritorijoje nėra tokios ryškios. Teritorijoje aptinkami 4 techniniai pastatai, iš kurių 3 nenaudojami ir neprižiūrimi, todėl sukelia vizualinę aplinkos taršą. Taip pat yra naujai įkurta

poilsivietė aplink kurią jau nutrypta augalinė danga. Vietomis teritorijoje paliktas slidinėjimo inventorių.

Teritorijoje pastebėta ne tik su slidinėjimo veikla susijusių antropogeninių veiklos žymių. Užfiksuoti du savaimė susiformavę rekreaciniai takai, kurie yra šio tyrimo objektas. Vienas iš jų jau žymimas turistiniuose žemėlapiuose. Didžioji šio tako dalis eina centrine slidinėjimo trasos dalimi. Šis takas taip pat yra naudojamas slidinėjimo trasą tvarkančių transporto priemonių judėjimui. Takas yra iki 3 metrų pločio. Jame beveik arba visiškai sunykusi augalinė danga, vietomis stipriai nuardytas viršutinis dirvožemio sluoksnis, atsivėrusios uolinės struktūros, takas stipriai eroduotas (10 priedas). Dėl su slidinėjimo veikla susijusio specialiosios technikos naudojimo, sniego tirpsmo susidaranti perteklinės drėgmės bei dar neištirpusio sniego didžioji šio tako dalis 2022 metais birželio 14 dieną buvo pažliugusi ir ja nebuvo galima naudotis (7 priedas). Nors tyrimai atlikti šiltuoju metų sezonu ir šio tako būklė šiek tiek pagerėjo, tačiau, iškritus krituliams, takas vėl pažliugdavo. Taigi, naudojimąsi taku apribodavo oro sąlygos. Galima numatyti, kad dėl šios ar panašių priežasčių teritorijoje taip pat buvo ištryptas ir siauras vietomis iki 1 metro pločio, šalutinis nepažymėtas takas, kuris yra slidinėjimo trasos pakraštyje (11 priedas). Šiame take beveik arba visiškai sunykusi augalinė danga, tačiau kietosios dangos būklė – geresnė, lyginat su anksčiau aprašytu taku. Tačiau, iškritus krituliams, takas pasidaro labai slidus, o tai verčia rinktis ėjimą šalia tako. Trypiama šalia tako auganti augalija, susidaro galimybė takui plėstis. Šiek tiek aukščiau nei 500 metrų nuo tako pradžios šalutinis nepažymėtas takas įsilieja į turistiniuose žemėlapiuose žymimą taką. Abu takai nėra prižiūrimi.

Ši gamtinė rekreacinė teritorija yra privati, joje įkurtas privatus verslas (slidinėjimo kurortas), kuris siekia pelno. Daugiausia antropogeninės veiklos žymių aptinkama slidinėjimo trasos priežiūros darbų atžvilgiu. Atrodo, kad vykdant šiuos darbus nėra atsižvelgiama į daromą neigiamą ekologinį poveikį teritorijai, kuris yra akivaizdus. Taip pat nėra paisoma visuomenės interesų, siekiant išlaikyti gamtinės rekreacinės teritorijos patrauklumą ne slidinėjo sezono metu.

3.2. Slidinėjimo trasos teritorijos vertintos augalijos ir plikos žemės padengimo rezultatai

Augalijos ir plikos žemės padengimas% bei Ord% statistinio reikšmingumo nustatymas, lyginant skirtingus atstumus nuo tako (5 lentelė).

5 lentelė

Tiriamųjų laukelių augalijos ir plikos žemės padengimo % ir Ord % statistinis palyginimas skirtinguose atstumuose nuo tako

Augalijos, plikos žemės padengimas% ir Ord%	Danga	Atstumas nuo tako	2,5 m			5,5 m		
			Welch t kriterijus	Mann-Whitney-Wilcoxon	Spirmeno koreliacijos koeficientas	Welch t kriterijus	Mann-Whitney-Wilcoxon	Spirmeno koreliacijos koeficientas
I tyrimas (bendras)								
Ord%	Augalija	0,5 m	4,65**	6	0,7	4,65**	0	0,6
	Plika žemė		1,67	4	0,8	1,67	6	0,7
Padengimas %	Augalija		7,16**	3	1**	7,16**	0	0,8
	Plika žemė		1,78	5	0,8	1,78	6	0,7
Ord%	Augalija	2,5 m				5,39**	0	0,9*
	Plika žemė					1,05	2	0,4
Padengimas %	Augalija	2,5 m				7,40**	0	0,8
	Plika žemė					1,11	2	0,4
II tyrimas (bendras)								
Ord%	Augalija	0,5 m	4,85**	5	0,7	4,85**	2	0,3
	Plika žemė		1,42	6	0,8	1,42	6	0,7
Padengimas %	Augalija		7,12**	0	0,9*	7,12**	0	1**
	Plika žemė		1,51	6	0,8	1,51	6	0,7
Ord%	Augalija	2,5 m				4,94**	2	0,2
	Plika žemė					1,35	3	0,4
Padengimas %	Augalija	2,5 m				7,87**	3	0,9*
	Plika žemė					1,26	3	0,4

Žymėjimas: *p<0.05; **p<0.01

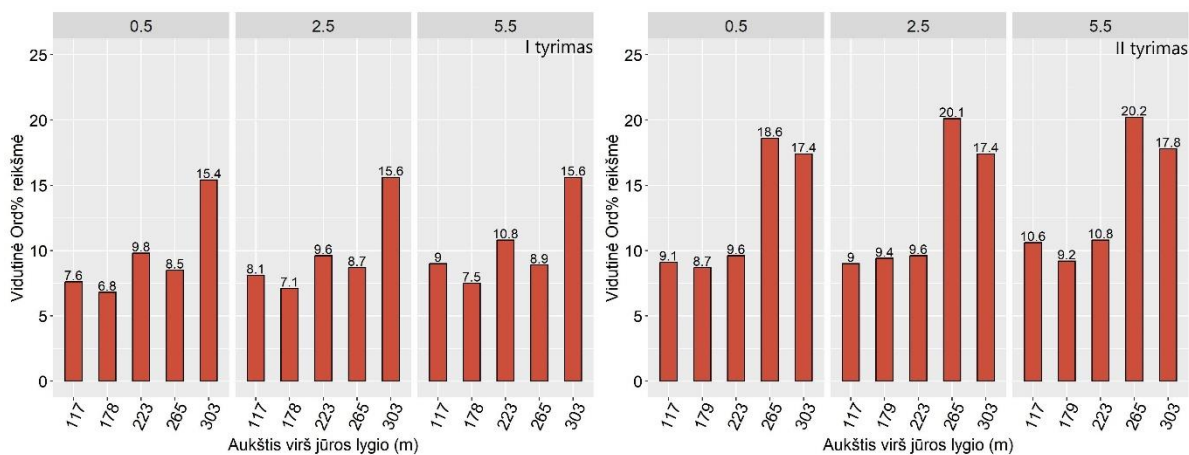
Welch t kriterijaus rezultatai rodo, kad augalijos Ord% ir padengimas% įvairiais atstumais nuo tako (m) visais atvejais turi statistiškai reikšmingų skirtumų. Gauti rezultatai parodo, kad tiriamose vietose augalijos padengimas skiriasi priklausomai nuo atstumo. Reiškia savaiminis takas turi įtakos augalijos padengimui. Kita vertus, statistinė plikos žemės padengimo% ir Ord% analizė parodo, kad statistiškai reikšmingų skirtumų tarp tiriamų plotų esančių 0,5 m, 2,5 m 5,5 m nuotoliu nuo tako nėra.

Mann-Whitney-Wilcoxon testo rezultatai papildo Welch t kriterijaus rezultatus. Atlikus statistinę analizę matosi, kad augalijos ir plikos žemės padengimas% ir Ord% įvairiais atstumais

nuo tako (m) visais atvejais neturi statistiškai reikšmingų skirtumų. Porinis skirtumas tarp grupių svyruoja nuo 0 iki 6. Kuo testo reikšmė arčiau 0, tuo skirtumas tarp grupių mažesnis. Naudojant šio testo rezultatus pastebėta, kad statistiškai reikšmingų skirtumų tarp augalijos padengimo ar plikos žemės tirtuose skirtingo nuotolio plotuose nėra.

Spirmeno koreliacijos koeficientas parodo, kad I ir II tyrime augalijos padengimas% ir atstumas nuo tako tarp 0,5 – 2,5 m turi tiesioginę teigiamą priklausomybę ir yra statistiškai reikšmingi. Ši tendencija taip pat pasireiškia ir II tyrime tarp 0,5 – 5,5 m bei 2,5 – 5,5 m nuo tako. I tyrimo 0,5 – 5,5 m bei 2,5 – 5,5 m nuo tako koreliacijos koeficientas rodo stiprią priklausomybę, bet didelė p vertė parodo, kad koreliacija nėra statistiškai reikšminga. Augalijos Ord% ir atstumo nuo tako koreliacija I tyrime tarp 2,5 – 5,5 m parodo statistiškai reikšmingą stiprią priklausomybę. Likę I ir II tyrimo augalijos Ord% ir atstumo nuo tako koreliacijos koeficientai rodo, kad priklausomybė svyruoja nuo labai silpnos iki stiprios, bet nėra statistiškai reikšminga. Tai parodo, kad esminių skirtumų tarp tirtų plotų nėra. Plikos žemės padengimo% ir atstumo nuo tako koreliacijos koeficientas nekinta. I ir II tyrime vyrauja statistiškai nereikšminga stipri – silpna priklausomybė. Ši tendencija atsikartoja tarp plikos žemės Ord% ir atstumo nuo tako metrais. Koreliacijos koeficientas parodo, kad augalijos padengimas didėja, o plikos žemės danga mažėja, didėjant atstumui nuo tako.

Augalijos padengimo kitimo tendencijos (4 pav.) skirtinguose aukščiuose virš jūros lygio ir atstumuose nuo tako, lyginant I ir II tyrimo duomenis.

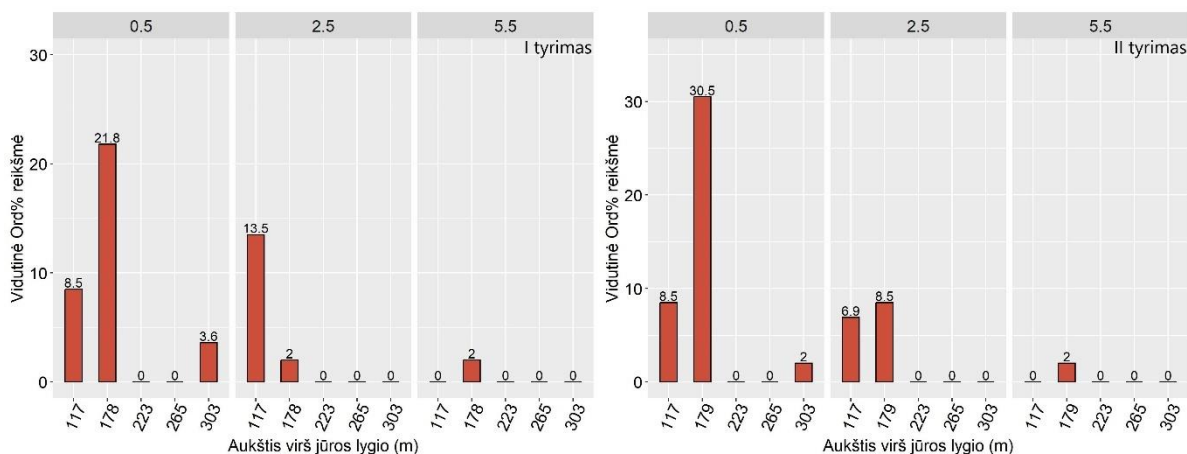


4 pav. I – II tyrimo augalijos vidutinės Ord% reikšmės pasiskirstymas pagal aukštį virš jūros lygį (m) ir atstumą nuo tako (m). Reikšmės: 0.5 – 0,5 metrai iki tako, 2.5 – 2,5 metrai iki tako, 5.5 – 5,5 metrai iki tako

Iš 4 paveikslu matyti, kad I ir II tyrime beveik visais atvejais mažiausios augalijos vidutinės Ord % reikšmės fiksuotos 178 – 179 m v.j.l., o didžiausios 303 m v.j.l.. Palyginant I ir

II tyrimo diagramų rezultatus išryškėja, kad II tyrime beveik visuose aukščiuose ir atstumuose nuo tako, vidutinės Ord% reikšmės padidėja, išskyrus 223 m v.j.l., kur padengimo reikšmės 2,5 m ir 5,5 m nuo tako išlieka nepakitusios, o 0,5 m nuo tako sumažėja. Didžiausi reikšmių pokyčiai nustatyti - 265 m v.j.l.. Šiame aukštyje labai išauga vidutinės Ord% reikšmės, čia užfiksuoti išskirtiniai augalų padengimo pokyčiai (12 priedas). Duomenų rezultatai parodo, kad augalijos padengimas, nors ir nežymiai, yra didesnis tyrimo plotuose, esančiuose toliau nei 0,5 m nuo tako ir didėja, didėjant atstumui. Ši tendencija beveik visais atvejais atsispindi ir tarp skirtingų aukščių virš jūros lygio. Galima teigti, kad nuotolis nuo tako turi įtakos augalijos padengimui.

Įvertintos ir plikos žemės plotų kitimo tendencijos (5 pav.). Tikslas - nustatyti ar nuotolis nuo tako turi įtakos numindžiojimui bei plotų be augalijos atsiradimui.



5 pav. I – II tyrimo plikos žemės vidutinė Ord% reikšmės pasiskirstymas pagal aukštį virš jūros lygį (m) ir atstumą nuo tako (m). Reikšmės: 0.5 – 0,5 metrai iki tako, 2.5 – 2,5 metrai iki tako, 5.5 – 5,5 metrai iki tako

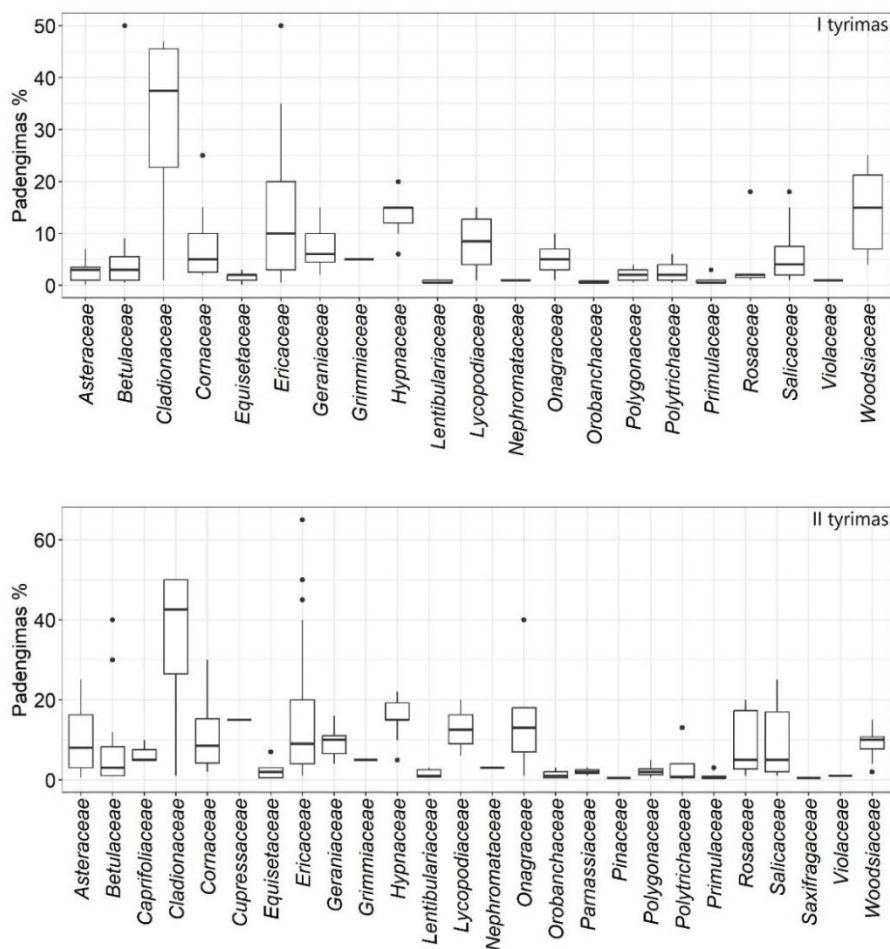
Žemė be augalinės dangos (plika žemė) fiksuota I bei II tyrimuose, tose pačiose tyrimo vietose (5 pav.). Plikos žemės skirtumai tarp tyrimų nenustatyti: 117 m v.j.l., 0,5 m bei 178-179 m v.j.l., 5,5 m atstumu nuo tako. Didžiausias ir labiausiai išaugęs plikos žemės dangos plotas II tyrime nustatytas – 0,5 m atstumu nuo tako 178-179 m v.j.l.. Šiame aukštyje ši tendencija atsikartoja ir 2,5 m atstumu nuo tako. Lyginant I ir II tyrimų rezultatus, matoma, kad 117 m v.j.l. aukštyje, 2,5 m atstumu nuo tako II tyrime plikos žemės vidutinė Ord% reikšmė sumažėjo. Panašūs pokyčiai atsispindi 303 m v.j.l., 0,5 m atstumu nuo tako. Didžiausios plikos žemės vidutinės Ord% reikšmės fiksuotos 0,5 m atstumu nuo tako. Toliau, plikos žemės fiksuojama vis mažiau. Panaši tendencija atsikartoja ir didėjant aukščiui virš jūros lygio. Galima teigti, kad nuotolis nuo tako turi įtakos plotų be augalinės dangos atsiradimui.

Siejant augalijos ir plikos žemės rezultatus galima pastebėti, kad mažiausios augalijos padengimo ir didžiausios plikos žemės vertės nustatytos ties 117 ir 178-179 m v.j.l. Šios tyrimo vietos yra arčiausiai tako pradžios, todėl galima manyti, kad čia apsilanko daugiau lankytojų ir trypimo poveikis čia intensyvesnis. Tyrimo vietose, esančiose ties 223 ir 265 m v.j.l., plikos žemės plotų nenustatyta, tačiau augalijos padengimo skirtumai tarp skirtingų atstumų nuo tako nors ir nežymūs, bet nustatomi. Tyrimo vietoje 303 m v.j.l. takas yra platus (13 priedas), tačiau arčiausiai tako tirtuose plotuose vis tiek aptinkama daugiau plikos žemės ir mažesnės augalijos padengimo vertės. Esant dažnam teritorijos takų pažliugimui, labai tikėtina, kad lankytojai išeina iš takų ir taip sukelia neigiamą poveikį arčiau takų esančiai augalijai. Tyrimo rezultatai parodo, kad atstumas nuo tako turi įtakos augalijos padengimui ir plikos žemės plotų atsiradimui.

3.3. Augalijos rūšinės įvairovės tyrimo rezultatai

Tyrimo metu iš viso aptiktos 28 augalų šeimos, kurių 23 – I tyrimo metu (birželio mėnesį) ir 28 – II tyrimo metu (rugpjūčio mėnesį). Identifikuotos 44 skirtingos augalų rūšys, iš kurių I tyrimo metu aptiktos 37, o II tyrimo metu – 44 (14 priedas). Pati gausiausia šeima, kurioje nustatytos 6 rūšys – erikinių (*Ericaceae*). Šiek tiek mažiau 4 rūšys aptiktos gluosninių (*Salicaceae*) šeimoje, po 3 skirtingas rūšis aptikta: astrininių (*Asteraceae*), džioveklinių (*Orobanchaceae*), erškėtinių (*Rosaceae*) augalų šeimose. Po 2 rūšis nustatyta: beržinių (*Betulaceae*) ir vudsijinių (*Woodsiaceae*) šeimose. Likusiose augalų šeimose (14 priedas) nustatyta po 1 rūšį.

6 pav. matyti, kad birželio mėnesį (I tyrimas) visuose aukščiuose virš jūros lygio, plotuose, esančiuose 0,5 m atstumu nuo tako, aptinkama 21 augalų šeima, o rugpjūčio mėnesį (II tyrimas) – 26. Rugpjūčio mėnesį, skirtingai nei birželio mėnesį buvo aptikti uolaskėlinių (*Saxifragaceae*), pušinių (*Pinaceae*), mandrauninkinių (*Parnassiaceae*), sausmedinių (*Caprifoliaceae*) ir kiparisinių (*Cupressaceae*) šeimoms priklausantys augalai.

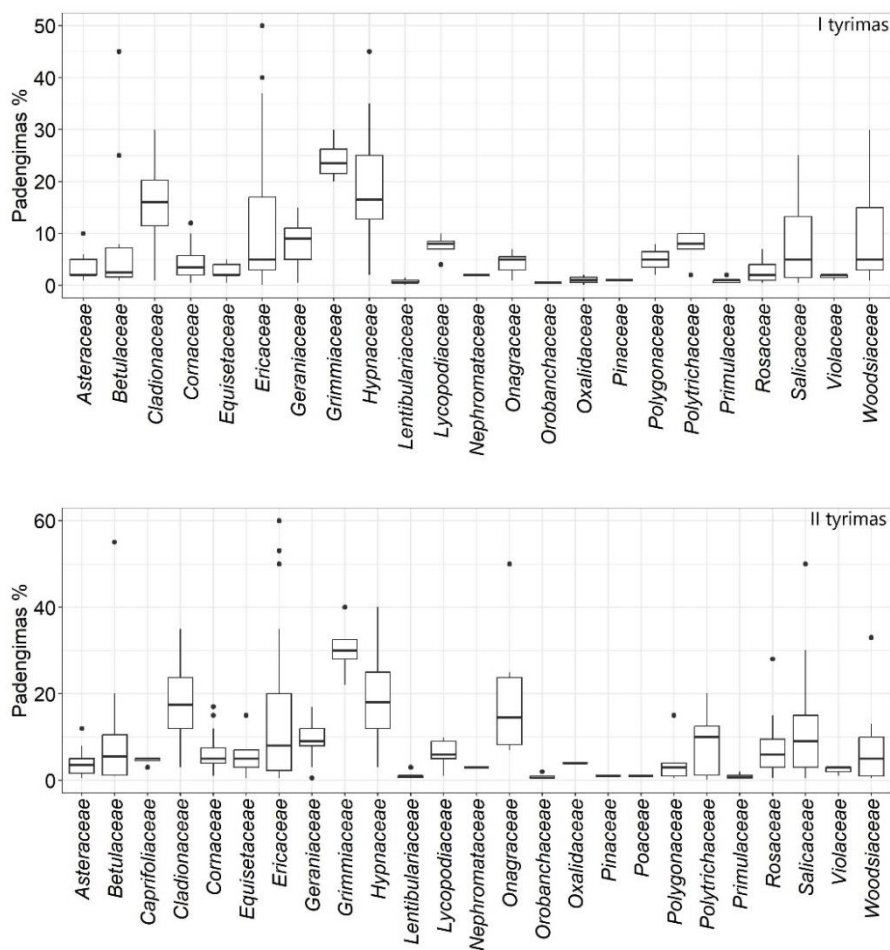


6 pav. I ir II tyrimo augalų šeimų padengimas% pasiskirstymas tiriamuose plotuose 0,5 m atstumu nuo tako, visuose aukščiuose virš jūros lygio

I ir II tyrime 0,5 m atstumu nuo tako gausiausiai aptinkama augalų iš šiurinių (*Cladionaceae*) šeimos. Gausiai aptinkama ir erikinių (*Ericaceae*). Sumažėjęs augalų padengimas nustatomas vudsijinių (*Woodsiaceae*) šeimoje II tyrime, nes padengimo reikšmės I tyrime fiksuotos didesnės. II tyrime augalų padengimas gerokai išauga erškėtinių (*Rosaceae*), gluosninių (*Salicaceae*), astrinių (*Asteraceae*), nakvišinių (*Onagraceae*) šeimose. Tarp šių šeimų II tyrime padengimo duomenys išsidėsto labai panašiai. Mažiausi pokyčiai tarp tyrimų ir mažiausias augalų padengimas nustatomas našlaitinių (*Violaceae*), raktažolinių (*Primulaceae*), rūgtinių (*Polygonaceae*), džioveklinių (*Orobanchaceae*), skendinių (*Lentibulariaceae*) ir nefrominių (*Nephromataceae*) šeimose. Likusių gegužlinių (*Polytrichaceae*), pataisinių (*Lycopodiaceae*), grimijinių (*Grimmiaceae*), snaputinių (*Geraniaceae*), sedulinių (*Cornaceae*) ir asiūklinių (*Equisetaceae*) šeimų padengimas skiriasi, tačiau maksimalios reikšmės neviršija 30% ir tarp tyrimų padengimo duomenys beveik nekinta. Išsamesnė I ir II tyrimo padengimas%

duomenų sklaida 0,5 m atstumu nuo tako pagal augalų rūšis ir aukštį virš jūros lygio m pateikiama prieduose (15 ir 16 priedas).

7 pav. matyti, kad birželio mėnesį (I tyrimas) visuose aukščiuose virš jūros lygio, plotuose, esančiuose 2,5 m atstumu nuo tako, aptinkamos 23 augalų šeimos, o rugpjūčio mėnesį (II tyrimas) – 25. Rugpjūčio mėnesį, skirtingai nei birželio buvo aptikti sausmedinių (*Caprifoliaceae*) ir miglinių (*Poaceae*) šeimoms priklausantys augalai.

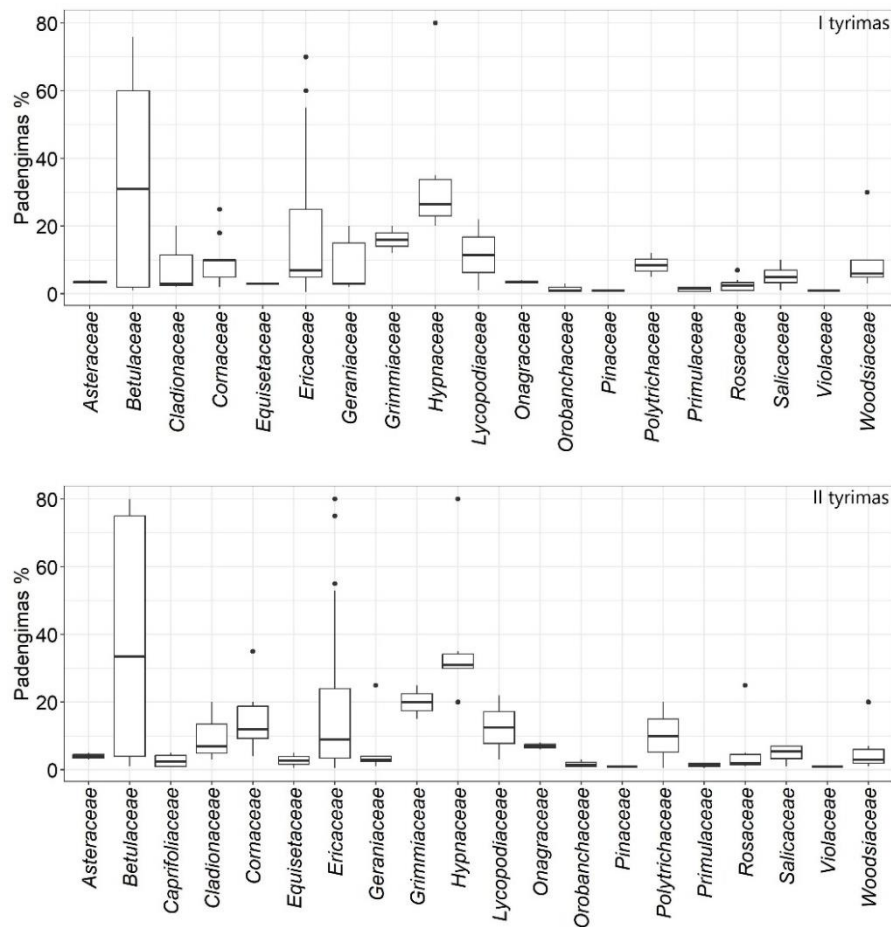


7 pav. I ir II tyrimo augalų šeimų padengimas% pasiskirstymas tiriamuose plotuose 2,5 m atstumu nuo tako, visuose aukščiuose virš jūros lygio

I ir II tyrimuose, 2,5 m atstumu nuo tako, daugiausia aptinkama augalų iš šiurinių (*Cladionaceae*), erikinių (*Ericaceae*), grimijinių (*Grimmiaceae*) ir patisinių (*Hypnaceae*) šeimų. Labiausiai išaugusios padengimo reikšmės II tyrime nustatomos nakvišinių (*Onagraceae*) ir gegužlinių (*Polytrichaceae*) šeimose. Kaip ir plotuose, tirtuose 0,5 m atstumu nuo tako, taip ir šiame atstume, vudsijinių (*Woodsiaceae*) šeimoje, II tyrime sumažėjo augalų padengimas. Mažiausi pokyčiai tarp tyrimų ir mažiausias augalų padengimas aptinkama našlaitinių

(*Violaceae*), raktažolinių (*Primulaceae*), pušinių (*Pinaceae*), džioveklinių (*Orobanchaceae*), skendinių (*Lentibulariaceae*) ir nefrominių (*Nephromataceae*) šeimose. Likusių šeimų: gluosninių (*Salicaceae*), erškėtinių (*Rosaceae*), pataisinių (*Lycopodiaceae*), kiškiakopūstinių (*Oxalidaceae*), rūgtinių (*Polygonaceae*), snaputinių (*Geraniaceae*), asiūklinių (*Equisetaceae*), sedulinių (*Cornaceae*), beržinių (*Betulaceae*) ir astrinių (*Asteraceae*) padengimas skiriasi, tačiau maksimalios reikšmės neperkopia 25%. I ir II tyrimų rezultatai rodo, kad šeimų padengimo duomenys kinta nežymiai. Išsamesnė I ir II tyrimų padengimas% duomenų sklaida 2,5 m atstumu nuo tako pagal augalų rūšis ir aukštį virš jūros lygio m pateikiama prieduose (17 ir 18 priedas).

8 pav. matyti, kad birželio mėnesį (I tyrimas), plotuose, esančiuose 5,5 m atstumu nuo tako, visuose aukščiuose virš jūros lygio, aptinkama 19 augalų šeimų, o rugpjūčio mėnesį (II tyrimas) – 20. Rugpjūčio mėnesį buvo aptikti sausmedinių (*Caprifoliaceae*) šeimai priklausantys augalai, kurių nebuvo aptikta birželio mėnesį.



8 pav. I ir II tyrimo augalų šeimų padengimas% pasiskirstymas tiriamuose plotuose 5,5 m atstumu nuo tako, visuose aukščiuose virš jūros lygio

I ir II tyrimuose, 5,5 m atstumu nuo tako, išskirtinai daug aptinkama beržinių (*Betulaceae*) šeimos augalų, šiek tiek mažiau erikinių (*Ericaceae*) bei patisinių (*Hypnaceae*) šeimose. Didžiausias augalų pagausėjimas nustatomas II tyrime sedulinių (*Cornaceae*), snaputinių (*Geraniaceae*) ir gegužlinių (*Polytrichaceae*) šeimose. Mažiausi pokyčiai tarp tyrimų ir mažiausias augalų padengimas nustatomas našlaitinių (*Violaceae*), raktažolinių (*Primulaceae*), pušinių (*Pinaceae*), džioveklinių (*Orobanchaceae*), asiūklinių (*Equisetaceae*) ir astrinių (*Asteraceae*) šeimose. Likusių šeimų: vudsijinių (*Woodsiaceae*), gluosninių (*Salicaceae*), erškėtinių (*Rosaceae*), nakvišinių (*Onagraceae*), pataisinių (*Lycopodiaceae*), grimijinių (*Grimmiaceae*) ir šiurinių (*Cladionaceae*) augalų padengimas neviršija 20%, pokyčiai šeimose tarp tyrimų nustatomi nedideli. Išsamesnė I ir II tyrimų padengimas% duomenų sklaida 5,5 m atstumu nuo tako pagal augalų rūšis ir aukštį virš jūros lygio m pateikiama prieduose (19 ir 20 priedas).

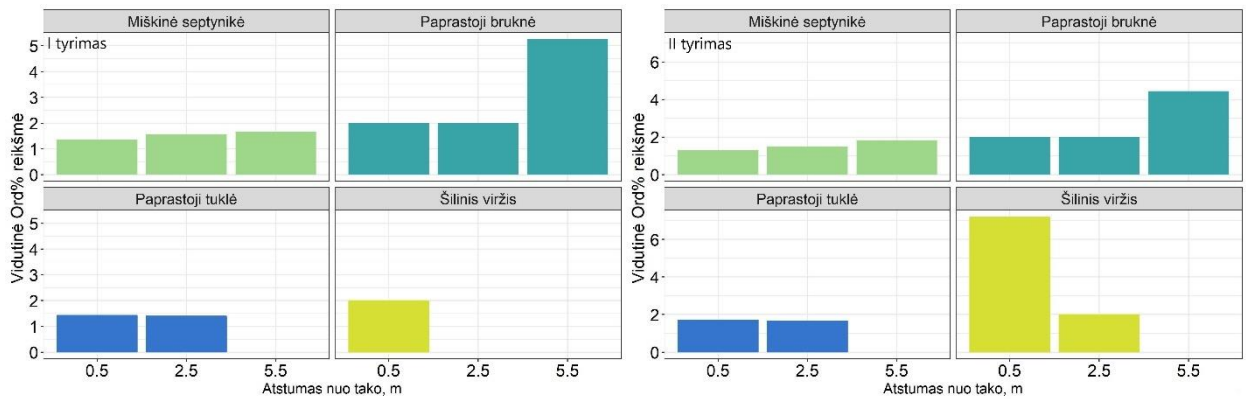
Didžiausia augalų šeimų gausa bei padengimo duomenų kaita tyrimuose išsiskiria plotai, tirti 0,5 ir 2,5 m atstumu nuo tako. Mažiausia gausa ir padengimo duomenų kaita nustatyta 5,5 m atstumu nuo tako, be to nustatyta mažiausi padengimo duomenų pokyčiai tarp tyrimų. Todėl galima teigti, kad, didėjant atstumui nuo tako, augalų šeimų sudėtis keičiasi mažiausiai, o augalų padengimo plotas kinta minimaliai.

Išanalizavus tyrimų augalijos rūšinę sudėtį, apskaičiuota Braun - Blanquet gausumo ir padengimo moda, kurios reikšmė I ir II tyrimuose yra 2. Tai parodo, kad nustatyta daug tos pačios rūšies individų arba jie dengia bent 5% tiriamo ploto.

Remiantis „Artdatabanken“ pateikiama informacija, nustatyta, kad tirtuose plotuose visos 44 aptiktos augalų rūšys vertinamos kaip gyvybingos žemyninėje Norvegijos dalyje. Augalų rūšys patikrintos „Artdatabanken“ saugomų ar invazinių augalų sąrašuose. Nustatyta, kad tarp aptiktų augalų nėra invazinių ar saugomų rūšių žemyninėje Norvegijos dalyje.

3.4. Trypimui jautrių rūšių paplitimo rezultatų analizė

Išanalizavus mokslinės literatūros šaltinius nustatyta, kad dalis augalų rūšių gali būti kaip indikatorinės rūšys, kurios parodo rekreacijos procese atsirandantį trypimo poveikį ir jo mastą (4 lentelė). Iš 44 tyrimo metu identifikuotų augalų rūšių, 11 priskiriama prie trypimui jautrių rūšių.



9 pav. I ir II tyrimo jautrių augalų rūšių vidutinės Ord% reikšmės pasiskirstymas tarp atstumo nuo tako metrais

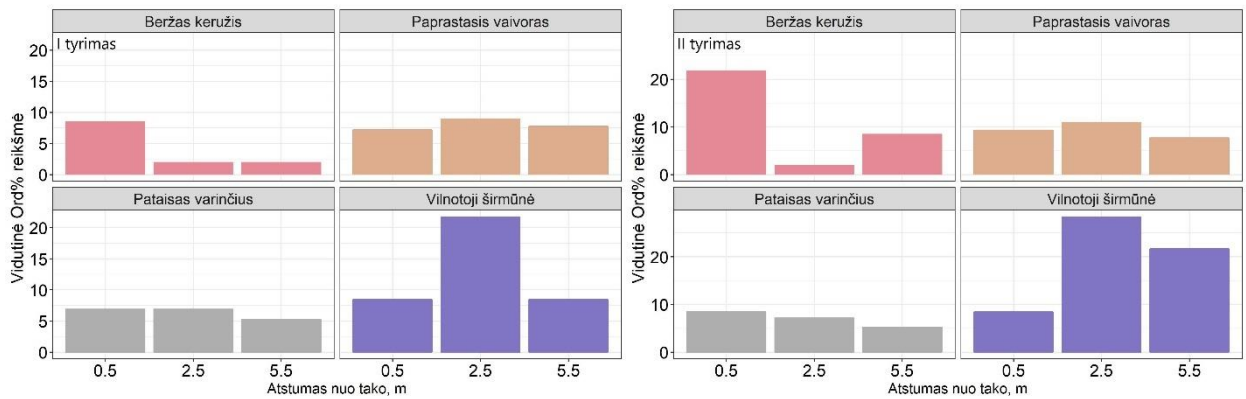
9 pav. pateikiama informacija apie 4 jautrių rūšių pasiskirstymą tarp atstumo nuo tako metrais, kurių vidutinės Ord% reikšmės buvo nustatytos mažiausios iš 11 jautrių rūšių.

Pasak Malmivaara-Lämsä (2008) miškinė septynikė (*Lysimachia europaea*) – jautri trypimui rūšis, tačiau greitai atsistatanti. Lyginant I ir II tyrimų vidutinės Ord% reikšmės šios rūšies duomenų pasiskirstyme, tarp skirtingų atstumų nuo tako, didelio skirtumo neparodo. Tačiau, didėjant atstumui nuo tako, vidutinės Ord% reikšmės nežymiai padidėja. Tai parodo, kad santykinai daugiau šios rūšies individų aptinkama toliau nuo tako.

Jautresnė nei miškinė septynikė - paprastoji bruknė (*Vaccinium vitis-idaea*). Literatūroje apibūdinama kaip ypač jautri trypimui rūšis (Malmivaara-Lämsä et al., 2008). Šios rūšies vidutinės Ord% reikšmės tarp tyrimų nekinta 0,5 ir 2,5 metrų atstumu nuo tako. Didžiausios vertės nustatytos 5,5 metrai atstumu nuo tako. Šie rezultatai patvirtina prielaidą, kad trypimui ypatingai jautrios rūšys sunkiau ištvirtina arčiau žmonių mindžiojimo vietų.

Paprastoji tuklė (*Pinguicula vulgaris*) yra rūšis, kuri negiliai išišaknija, o lapai yra gležni ir trapūs, todėl neišgyvena tiesioginio trypimo (Heslop-Harrison, 2004). Šios rūšies augalai aptikti tik tuose tyrimo laukeliuose, kurie buvo 0,5 ir 2,5 metrų atstumu nuo tako. Lyginant duomenų išsidėstymą tarp tyrimų, nustatyta, kad vidutinės Ord% reikšmės labai panašios - neviršija 2%.

Šilinis viržis (*Calluna vulgaris*) – rūšis, kurios atsistatymas po trypimo ribotas (Roovers et al., 2004a). Pagal 9 pav. matyti, kad I tyrimo metu ši rūšis aptikta tik laukeliuose 0,5 metrų atstumu nuo tako, o II tyrimo metu – 0,5 ir 2,5 metrų atstumu nuo tako. Lyginant I ir II tyrimo 0,5 metrų atstumu nuo tako, vidutinė Ord% reikšmė, padidėjo šiek tiek daugiau nei 5%. Nepaisant to, kad rūšis nurodoma kaip jautri trypimui, gauti rezultatai rodo, kad galimai jos paplitimą riboja ne rekreacinis poveikis, o kiti veiksniai (konkurencija su kitomis rūšimis).



10 pav. I ir II tyrimo jautrių augalų rūšių vidutinės Ord% reikšmės pasiskirstymas tarp atstumo nuo tako metrais

10 pav. pateikiama informacija apie 4 jautrių rūšių pasiskirstymą tarp atstumo nuo tako, kurių vidutinės Ord % reikšmės buvo nustatytos šiek tiek didesnės iš kitų 11 jautrių rūšių.

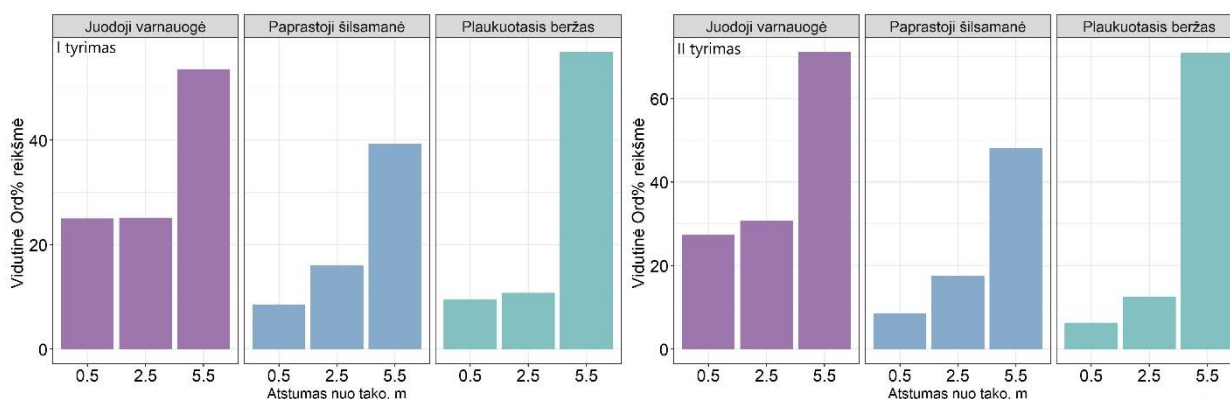
Dar viena rūšis, kuri vertinama, kaip trypimui neatspari ir labai paržeidžiama - beržas keružis (*Betula nana*) (Wielgolaski, 2001). I ir II tyrimo didžiausios vidutinės Ord% šios rūšies reikšmės nustatomos 0,5 m atstumu nuo tako. II tyrime ši reikšmė išauga daugiau kaip 13%. I tyrime, laukeliuose 2,5 ir 5,5 m atstumu nuo tako, vidutinės Ord% reikšmės – vienodai mažos, II tyrime reikšmė šiek tiek padidėja - 5,5 m atstumu nuo tako. Ši rūšis buvo aptinkama tik aukščiausioje tyrimo vietoje, 303 m virš jūros lygio. Todėl galima daryti prielaidą, kad rūšies augimui įtakos turi aukštis virš jūros lygio, o pasiskirstymą tarp skirtingų atstumų nuo tako gali nulemti konkurencija tarp rūšių.

Paprastasis vaivoras (*Vaccinium uliginosum*) – jautri trypimui (jodinėjimui) rūšis (Törn et al., 2009.) Šios rūšies vidutinės Ord% reikšmės tarp tyrimų visais atstumais nuo tako yra panašios. Šiek tiek apie 2% didesnės vertės nustatomos 2,5 m atstumu nuo tako, lyginant su kitais atstumais. Nors ši rūšis jautri, tačiau duomenų išsidėstymas neparodo, kad šios rūšies paplitimui įtakos gali turėti rekreacinis takas.

Sāmārghiņan, Oroian (2019) teigia, kad pataisas varinčius (*Lycopodium annotinum*) yra jautri rūšis trypimui, bet esant žemam trypimo lygiui geba greit atsistatyti. I ir II tyrime nustatyta, kad vidutinės Ord% reikšmės yra labai panašios, tačiau kuo didesnis atstumas nuo tako, tuo šios rūšies augalų laukeliuose fiksuojama vis mažiau. Tai gali būti indikatorius, kad arčiau tako esanti augalija yra labiau veikiamą rekreacinio trypimo ir ši rūšis, dėl savo gebėjimo greit atsigauti, nukonkuruoja kitas rūšis.

Vilnotoji širmūnė (*Racomitrium lanuginosum*) – jautri trypimui rūšis (Morrocco, Ballantyne, 2008). I ir II tyrime šios rūšies didžiausios vidutinės Ord% reikšmės nustatomos 2,5

m atstumu nuo tako. I tyrime 0,5 ir 5,5 m atstumu nuo tako reikšmės yra vienodos, tačiau II tyrime 5,5 m atstumu nuo tako kinta, reikšmė išauga daugiau nei 13%. Ši rūšis aptinkama tik aukščiausioje tyrimo vietoje, 303 m virš jūros lygio, maža rūšies gausa 0,5 m atstumu nuo tako galimai patvirtina prielaidą, kad rūšis yra jautri trypinimui, o 5,5 m atstumas nuo tako galimai atskleidžia, kad šią rūšį nukonkuruoja kitos rūšys.



11 pav. I ir II tyrimo jautrių augalų rūšių vidutinės Ord % reikšmės pasiskirstymas tarp atstumo nuo tako metrais

11 pav. pateikiama informacija apie 4 jautrių rūšių pasiskirstymą tarp atstumo nuo tako, kurių vidutinės Ord% reikšmės buvo nustatytos didžiausios iš 11 jautrių rūšių.

Juodoji varnauogė (*Empetrum nigrum*) – rūšis neatspari trypinimo sukeliama stresui (Hylgaard et al., 1981). I tyrime šios rūšies vidutinės Ord% reikšmės 0,5 ir 2,5 m nuo tako atstumu fiksuotos labai panašios ir siekė apie 25%. Didžiausia reikšmė fiksuota 5,5 m atstumu nuo tako. II tyrime 0,5 ir 2,5 m atstumu nuo tako, vidutinės Ord% reikšmės, padidėja apie 5%, o 5,5 m nuo tako, apie 17%. Šie rezultatai patvirtina prielaidą, kad rūšis yra neatspari trypinimo sukeliama stresui.

Paprastoji šilsamanė (*Pleurozium schreberi*) taip pat jautri rūšis trypinimui (Malmivaara-Lämsä et al., 2008). Šios rūšies vidutinės Ord % reikšmės didėja, tolstant nuo tako. Didžiausios reikšmės abiejuose tyrimuose yra 5,5 m atstumu nuo tako ir - iki 40% didesnės, nei kituose atstumuose. Gauti rezultatai iliustruoja, kad rūšies paplitimą galimai riboja rekreacinis poveikis.

Plaukuotasis beržas (*Betula pubescens*) – netoleruoja takuose trypinimo sukeliama poveikio. Šios rūšies augalų skaičius didėja, didėjant atstumui nuo takų (Lehvävirta et al., 2014). Šis teiginys puikiai atsispindi I ir II tyrimo rezultatuose. Didžiausios vidutinės Ord% vertės fiksuotos 5,5 m atstumu nuo tako. II tyrime 0,5 m atstumu nuo tako, vidutinė Ord% reikšmė,

sumažėjo 3%. Vidutinės Ord% reikšmės skirtumas tarp skirtingų atstumų nuo tako siekia net iki 65%.

Rezultatai parodo, kad iš 11 jautrių rūšių, tik 5 rūšių aptikta gausiau, didėjant atstumui nuo tako. Miškinės septynikės (*Lysimachia europaea*) ir paprastosios bruknės (*Vaccinium vitis-idaea*) tyrime fiksuota negausiai. Tačiau, tolstant nuo tako, atsiskleidžia didėjanti šių augalų gausos tendencija. Išskirtiniai gausos skirtumai tarp atstumų nuo tako nustatomi: juodosios varnauogės (*Empetrum nigrum*), paprastosios šilsamanės (*Pleurozium schreberi*) ir plaukuotojo beržo (*Betula pubescens*) rūšių atžvilgiu, kur 5,5 m atstumu nuo tako vidutinės Ord% reikšmės – žymiai didesnės, nei kituose atstumuose. Tai patvirtina neigiamą rekreacijos poveikį jautrioms rūšims, esančioms arčiau tako.

REZULTATŲ APTARIMAS

Gauti tyrimo rezultatai parodo, kad slidinėjimo trasoje aptiktos antropogeninės veiklos žymės didžiąją dalimi yra susijusios su slidinėjimo trasos tvarkymo bei vystymo darbais, kurie stipriai veikia gamtinę aplinką. Tai pasitvirtina, analizuojant kitų tyrėjų mokslinius darbus. Slidinėjimo kurortų poveikis aplinkai yra labai stiprus, dėl to blogėja unikalūs kalnų kraštovaizdis ir prarandamas vietovių funkcionalumas ne sezono metu. Slidinėjimo trasose, vykdomi statybos ar atnaujinimo darbai, sukelia sunkų viršutinio dirvožemio sluoksnio ir vietinės augmenijos degradaciją, eroziją, vandens apykaitos sutrikimus. Dėl slidinėjimo trasų rengimo labai suskaidomi miškų fragmentai (Ristić et al., 2009). Ši slidinėjimo trasa gyvuoja virš 50 metų, o augalijos skirtumai slidinėjimo trasos teritorijoje ir už slidinėjimo trasos ribų, esančių teritorijų, vizualiai stipriai skiriasi. Slidinėjimo trasose galima aptikti didesnę teritorijai nebūdingų augalų rūšinę įvairovę ir dažnu atveju aukštų žolių paplitimą, o slidinėjimo trasų pakraščiuose ir netoliese esančiuose, netrikdomuose plotuose, priešingai (Kubota, Shimano, 2010). Kai kurios iš teritorijai nebūdingų rūšių įsitvirtina ir gali nukonkuruoti likusias vietines rūšis arba trukdyti joms atsistatyti, todėl labai sumažėja pirminių rūšių atsparumas (Burt, Rice, 2009). Šie teiginiai pasitvirtina gautuose tyrimo rezultatuose. Arčiau tako tirtuose plotuose, kurie buvo šalia slidinėjimo trasos, aptinkama didesnė rūšinė įvairovė nei plotuose, esančiuose toliau nuo tako bei slidinėjimo trasos.

Teritorijoje, prie rekreacinių takų, tirtuose plotuose nustatyta, kad augalijos padengimas didėja, didėjant atstumui nuo tako. Tai patvirtina prielaidą, kad rekreacinė veikla takuose veikia augalijos dangą, dėl ko išryškėja dangos be augalijos plotai, kurie mažėja, didėjant atstumui nuo tako. Šiuos rezultatus papildė ir patvirtina kitas tyrimas, kuriame nustatyta, kad lankytojų nutrypimai ne tik lėmė tiesioginį augmenijos praradimą takuose, bet ir už tako. Plotai, kurių augalija buvo labai sutrikdyta, buvo arčiau takų (Barros, Pickering, 2017). Tyrimai taip pat atskleidžia augalijos praradimus ir plikos žemės plotų padidėjimus arčiau takų, koreliuoja su dirvožemio sutankinimu, kuris vyksta dėl rekreacinės veiklos takuose (Roovers et al., 2004b).

Tiriamoje teritorijoje aptiktos 44 rūšys iš 28 skirtingų augalų šeimų, kurių pasiskirstymas tirtuose plotuose skiriasi. Nustatyta, kad mažiausias augalijos kintamumas rūšine ir padengimo prasme yra labiausiai nutolusiuose tyrimo plotuose, pasak Lembrechts et al. (2014), viena iš priežasčių galėtų būti juodosios varnauogės (*Empetrum nigrum*) ir samanų dangos gausa, kuri gali trukdyti dygti ir įsitvirtinti kitoms rūšims. Tuo tarpu didžiausias rūšių ir padengimo kintamumas nustatytas plotuose 0,5 m ir šiek tiek mažesnis 2,5 m atstumu nuo tako. Šiems rezultatams įtakos gali turėti tai, kad rekreacinė veikla takuose yra puiki niša augalų sėklų

pernešimui, o mažesnė augalijos danga šalia takų yra geresnė vieta įsitvirtinti, mažiau konkurencingoms rūšims (Wedegärtner et al., 2022).

Apskaičiuotas ir dažniausiai pasitaikantis (moda) gausumo ir padengimo įvertis pagal Braun - Blanquet skalę, kuris yra 2 ir ši reikšmė I ir II tyrimų rezultatuose nekinta. Tai rodo, kad tyrimuose nustatyta daug tos pačios rūšies individų arba jie dengia bent 5% tiriamo ploto.

Nors buvo tikėtina, kad dėl rekreacinės veiklos teritorijoje, kuri yra nevietinių rūšių sėklų šaltinis bus aptinkama invazinių rūšių, tačiau jų nenustatyta, o invazinių rūšių plitimą teritorijoje gali apriboti klimatas, reljefas ir aukštis (Parks et al., 2005). Teritorijoje taip pat neaptikta ir saugomų rūšių, tačiau negalima teigti, kad šioje teritorijoje jų niekada nebuvo. Retoms ir saugomoms augalų rūšims - gresia išnykimas, o turizmo sukeliamas poveikis joms yra ypač didelis. Viena iš didžiausių turizmo keliamų grėsmių retoms rūšims yra dirvožemiu plintančių patogenų pernešimas ir rekreacijos sukeliamas stresas (Ballantyne, Pickering, 2013).

Išanalizavus mokslinės literatūros šaltinius, nustatyta, kad iš 44 augalų rūšių, 11 yra jautrios trypimui, o išskirtiniai gausos skirtumai tarp atstumų nuo tako išryškėja tik penkiose rūšyse. Didžiausias padengimas, tolstant nuo tako, nustatytas juodosios varnauogės (*Empetrum nigrum*), paprastosios šilsamanės (*Pleurozium schreberi*) ir plaukuotojo beržo (*Betula pubescens*) atvejais. Miškinės septynikės (*Lysimachia europaea*) ir paprastosios bruknės (*Vaccinium vitis-idaea*) nežymiai, tačiau gausiau, tolstant nuo rekreacinio tako. Juodosios varnauogės (*Empetrum nigrum*), paprastosios šilsamanės (*Pleurozium schreberi*) aptikta beveik visuose tirtuose plotuose. Šios rūšys puikiai atspindi, kad rekreacinės veiklos poveikis arčiau tako yra stipresnis. Plaukuotojo beržo (*Betula pubescens*) gausumo didėjimas, tolstant nuo tako, patvirtina nagrinėtų mokslinės literatūros šaltinių teiginius. Įtakos turi ir slidinėjimo trasos tvarkymo bei plėtros darbai, šalinant teritorijoje esančius medžius bei krūmus.

Apibendrinant gautus tyrimo rezultatus, galima teigti, kad tiriama teritorija yra neigiamai veikiama rekreacijos. Nekeliant problemos bei neieškant priežasčių kodėl susidarė tokia situacija, teritorijos ekologinė būklė galimai blogės.

REKOMENDACIJOS

Atsižvelgiant į nustatytus Ankenesfjellet slidinėjimo trasos augalijos pokyčius, susijusius su rekreacinėmis veiklomis bei antropogeninės veiklos žymes, parengtos rekomendacijos dėl subalansuoto rekreacinės teritorijos panaudojimo poilsio reikmėms.

1. Nustatyta, kad ryškiausios antropogeninės veiklos žymės ir galimai turinčios didžiausią poveikį gamtinei teritorijai yra susijusios su slidinėjimo trasos tvarkymo darbais. Remiantis Dupin et al., (2022) ir Pintaldi et al., (2017), pateiktais slidinėjimo trasų tvarkymo pavyzdžiais, rekomenduojama slidinėjimo trasos teritorijoje taikyti sėją, naudojant vietinių sėklų mišinius, nuimtus iš netoliese esančių teritorijų. Taip, atkuriant augalijos dangą ir sušvelninant dirvožemio eroziją slidinėjimo trasos teritorijoje.

2. Takų būklę trasoje lemia besikaupianti perteklinė drėgmė, o pasak Marion, Leung (2004), dvi didžiausios takų problemos – dirvožemio erozija bei besiformuojantys purvynai, kurie atsiranda dėl perteklinės drėgmės. Vandens pertekliaus šalinimas turėtų būti svarbiausias tako priežiūros prioritetas, kurio negalima atidėti, nes tai gali sukelti didelį ir ilgalaikį negrįžtamą tako būklės pablogėjimą. Dėl šių priežasčių rekomenduojama įrengti vandens nubėgimo sistemą takuose, o geriausias ir tvariausias vandens šalinimo būdas – suformuotas nuolydis. Suregulius perteklinės drėgmės kaupimąsi, būtų sumažinama tikimybė, kad lankytojai išeis iš tako ir sukels neigiamą poveikį augalijai. Ši priemonė galėtų sumažinti riziką atsirasti naujiems takams.

3. Hockett et al., (2017) atliko tyrimą apie kombinuotų veiksmų efektyvumą, norint sumažinti lankytojų išėjimą iš už tako ribų. Nustatyta, kad veiksmingiausia ir lankytojams labiausiai priimtina priemonė – edukaciniai standai. Edukuojant ir skatinant lankytojų sąmoningumą, teritorijos augalų atžvilgiu, siūloma įrengti informacinius standus, kurie išryškintų teritorijos augmenijos jautrumą bei numindžiojimo sukeliamas pasekmes.

IŠVADOS

1. Įvertinus slidinėjimo trasoje aptinkamas antropogeninės veiklos žymes, nustatyta, kad ryškiausią ir didžiausią neigiamą poveikį teritorijoje palieka trasos tvarkymo ir vystymo darbai.

2. Welch t kriterijaus rezultatai rodo, kad augalijos padengimas statistiškai reikšmingai skiriasi priklausomai nuo atstumo nuo tako. Mann-Whitney-Wilcoxon testo rezultatai šios tendencijos nepatvirtino. Nepriklausomai nuo naudoto statistinio metodo, dangos be augalijos (plika žemė) statistiniai rezultatai statistiškai reikšmingų skirtumų tarp nuotolio nuo tako ir dangos neparodė.

3. Spirmeno koreliacijos koeficientas parodo, kad augalijos padengimas didėja didėjant atstumui nuo tako ir atvirkščiai dangos be augalijos mažėja didėjant atstumui nuo tako.

4. Įvertinus augalijos dangos pokyčius tolstant nuo tako, nustatyta, kad augalijos padengimas didėja didėjant atstumui nuo tako. Augalijos padengimas didėja ir kylant aukščiui virš jūros lygio.

5. Įvertinus plikos žemės plotų pokyčius lyginant juos su nuotoliu nuo tako, gauta, kad žemės dangos be augalijos plotai mažėja, didėjant nuotoliui nuo tako. Kylant aukščiau, plikos žemės plotų mažėja.

6. Ankenesfjellet rekreacinėje slidinėjimo teritorijoje tirtuose plotuose iš viso aptiktos 28 augalų šeimos, identifikuotos 44 skirtingos augalų rūšys. Pati gausiausia šeima, kurioje nustatytos 6 rūšys – erikinių (*Ericaceae*). Šiek tiek mažiau 4 rūšys aptiktos gluosnių (*Salicaceae*) šeimoje, po 3 skirtingas rūšis aptikta: astrininių (*Asteraceae*), džioveklinių (*Orobanchaceae*), erškėtinių (*Rosaceae*) augalų šeimose. Po dvi rūšis nustatyta: beržinių (*Betulaceae*) ir vudsijinių (*Woodsiaceae*) šeimose. 21 šeimoje aptinkama tik po vieną augalų rūšį.

7. Braun - Blanquet gausumo ir padengimo įvertinimo pagal skalę moda I ir II tyrime – 2. Tai parodo, kad nustatyta daug tos pačios rūšies individų arba jie dengia bent 5% tiriamo ploto.

8. Ištyrus Ankenesfjellet rekreacinėje slidinėjimo teritorijoje (žemyninė Norvegijos dalis) paplitusių augalų rūšinę įvairovę nustatyta, kad nei saugomų, nei invazinių rūšių tirtoje teritorijoje nėra.

9. Identifikuotos 44 augalų rūšys, iš kurių 11 yra priskirtinos prie trypimui jautrių rūšių kategorijos. Iš nustatytų jautrių rūšių išskirtinai dideli gausos skirtumai tarp atstumų nuo tako išryškėja: juodosios varnauogės (*Empetrum nigrum*), paprastosios šilsamanės (*Pleurozium*

schreberi) ir plaukuotojo beržo (*Betula pubescens*) rūšių atvejais. Miškinės septynikės (*Lysimachia europaea*) ir paprastosios bruknės (*Vaccinium vitis-idaea*) gausiau tolstant nuo rekreacinio tako.

SANTRAUKA

Šiame darbe vertinamas poilsiautojų poveikis gamtinei rekreacinei teritorijai, esančiai šiaurės Norvegijoje, Narvik miesto, Ankenesstrand priemiestyje (68°24'39.4" – 17°23'14.7"). Pagrindinis šio darbo tikslas – išanalizuoti ir įvertinti gamtinės rekreacinės teritorijos augalijos įvairovę, antropogeninės veiklos žymes bei pateikti rekomendacijas teritorijos valdymo ir tvarkymo klausimais.

Darbo atlikimas suskaidytas į dvi dalis: lauko tyrimą bei surinktų duomenų analizę. Teritorijos lauko tyrimui atlikti naudotas Braun - Blanquet metodas, kuriuo pagal skalę vertintas augalų gausumas ir padengimas. Vertinimas atliktas 100 vienetų – 1m² plotų, 5 vietose. Duomenų analizei bei grafiniam vaizdavimui atlikti naudota kompiuterinė programa „Rstudio“. Statistinei analizei pasirinkti šie metodai: Welch t kriterijus, Mann-Whitney-Wilcoxon ir Spirmeno ranginės koreliacijos koeficientas. Šiais statistiniais metodais buvo palyginta I ir II tyrimo augalijos ir plikos žemės padengimo% ir Ord% duomenų skirtumai tarp plotų, esančių skirtingu atstumu nuo tako (m) grupių. Apskaičiuota moda pagal Braun - Blanquet augalų gausumo ir padengimo duomenis.

Tyrimo identifiкуotos 44 augalų rūšys, priklausančios 28 šeimoms. Pati gausiausia šeima, kurioje nustatytos 6 rūšys – erikinių (*Ericaceae*). Šiek tiek mažiau 4 rūšys aptiktos gluosninių (*Salicaceae*) šeimoje, po 3 skirtingas rūšis aptikta: astrininių (*Asteraceae*), džioveklinių (*Orobanchaceae*), erškėtinių (*Rosaceae*) augalų šeimose. Po dvi rūšis nustatyta: beržinių (*Betulaceae*) ir vudsijinių (*Woodsiaceae*). Tarp identifiкуotų rūšių neaptikta invazinių ar saugomų, tačiau nustatyta 11 rūšių priskiriamų prie trypimui jautrių rūšių kategorijos iš kurių 5 parodo gausos skirtumus, didėjant atstumui nuo tako. Braun - Blanquet augalų gausumo ir padengimo įvertinimo pagal skalę moda I ir II tyrimo yra 2. Tai parodo, kad nustatyta daug tos pačios rūšies individų arba jie dengia bent 5% tiriamo ploto.

Nustatyta, kad rekreacinėje teritorijoje aptinkamos antropogeninės veiklos žymės, didžiąja dalimi susijusios su slidinėjimo trasos valdymo ir tvarkymo darbais. O rekreacinių takų poveikio augalijos dangai pokyčiai parodo, kad augalijos padengimas didėja, didėjant atstumui nuo tako. Plikos žemės plotų pokyčiai rodo, kad žemės dangos be augalijos plotai mažėja, didėjant atstumui nuo tako.

SUMMARY

This Paper assesses the impact of vacationers on the natural recreational area located in the Ankenesstrand village near the town of Narvik in the Northern Norway region (68°24'39.4" – 17°23'14.7"). The main objective of this paper is to analyse and assess the vegetation diversity of the natural recreational area, the signs of anthropogenic activities and to provide recommendations for the management and stewardship of the area.

The Paper is divided into two parts: the field survey and the analysis of the data collected. The field survey was carried out using the Braun-Blanquet cover-abundance scale. The assessment was carried out in 100 units of 1m² at 5 sites. The software Rstudio was used for data analysis and graphical representation. The methods used for the statistical analysis were Welch's t-test, Mann-Whitney-Wilcoxon and Spearman's rank correlation coefficient. These statistical methods were used to compare the differences between the vegetation and bare ground cover% and Ord% data of Study I and Study II between groups of plots located at different distances from the trail (m). The mode was calculated from the Braun-Blanquet cover-abundance data.

The study identified 44 plant species belonging to 28 families. The most abundant family, with 6 species, is the heath family (*Ericaceae*). The second in abundance is the willow family (*Salicaceae*), with 4 species. 3 different species were found in each of the aster family (*Asteraceae*), the broomrapes family (*Orobanchaceae*) and the rose family (*Rosaceae*). 2 species each were found in the birch family (*Betulaceae*) and the woodsia family (*Woodsiaceae*). No invasive or protected species were found among the identified species, but 11 species were found that fall into the category of species susceptible to trampling, 5 of which show differences in abundance with distance from the trail. The Braun-Blanquet cover-abundance scale mode for Study I and Study II is 2. This indicates that a large number of specimens of the same species have been identified or cover at least 5% of the study area.

The recreational area has been found to contain signs of anthropogenic activity, mostly related to the management and stewardship of the ski slope. Changes in the impact of recreational trails on vegetation cover show that vegetation cover increases with distance from the trail. Changes in bare ground cover show that the amount of vegetation-free ground cover decreases with increasing distance from the trail.

LITERATŪRA

1. Anderson L. G., Roccliffe S., Haddaway N. R., Dunn A. M., 2015. The role of tourism and recreation in the spread of non-native species: a systematic review and meta-analysis. *PloS one*. **10**(10): e0140833. [žiūrėta 2023 vasario 1 d.]. <https://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0140833>.
2. Ankenes Alpinklubb, 2023. Om klubben [žiūrėta 2023 sausio 26 d.]. <http://www.ankenesalpin.no/om-klubben/>.
3. Anseth, K. S., & Bowman, C. N. (1993). Reaction diffusion enhanced termination in polymerizations of multifunctional monomers. *Polymer reaction engineering*. **1**(4): 499-520. [žiūrėta 2023 balandžio 27 d.]. <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/10543414.1992.10744442>.
4. Apollo M., Andreychouk V., 2020. Trampling Intensity and Vegetation Response and Recovery according to Altitude: An Experimental Study from the Himalayan Miyar Valley. *Resources*, **9**(8): 98. [žiūrėta 2021 gruodžio 10 d.]. <https://www.mdpi.com/2079-9276/9/8/98>.
5. Artsdatabanken, 2021. Om Artsdatabanken. [žiūrėta 2023 balandžio 26 d.]. <https://artsdatabanken.no/omartsdatabanken>.
6. Bacchiocchi S. C., Zerbe S., Cavieres L. A., Wellstein C., 2019. Impact of ski piste management on mountain grassland ecosystems in the Southern Alps. *Science of The Total Environment*. **665**: 959-967. [žiūrėta 2023 vasario 23 d.]. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969719305674>.
7. Ballantyne M., Pickering C. M., 2013. Tourism and recreation: a common threat to IUCN red-listed vascular plants in Europe. *Biodiversity and Conservation*. **22**: 3027-3044. [žiūrėta 2023 gegužės 10 d.]. <https://link.springer.com/article/10.1007/s10531-013-0569-2>.
8. Barros A., Aschero V., Mazzolari A., Cavieres, L. A., Pickering C. M., 2020. Going off trails: How dispersed visitor use affects alpine vegetation. *Journal of Environmental Management*. **267**: 110546. [žiūrėta 2021 lapkričio 21 d.]. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0301479720304795>.
9. Barros A., Pickering C. M., 2017. How networks of informal trails cause landscape level damage to vegetation. *Environmental Management*. **60**(1): 57-68. [žiūrėta 2023 balandžio 27 d.]. https://ri.conicet.gov.ar/bitstream/handle/11336/64072/CONICET_Digital_Nro.2b3c2abb-991d-4936-a14c-df71d6769159_A.pdf?sequence=2&isAllowed=y.

10. Burt J. W., Rice K. J., 2009. Not all ski slopes are created equal: Disturbance intensity affects ecosystem properties. *Ecological Applications*. **19**(8): 2242-2253. [žiūrėta 2023 gegužės 11 d.]. <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1890/08-0719.1>.
11. Campos Rodrigues L., Freire-González J., González Puig A., Puig-Ventosa I., 2018. Climate change adaptation of Alpine ski tourism in Spain. *Climate*. **6**(2): 29. [žiūrėta 2023 vasario 23 d.]. <https://www.mdpi.com/2225-1154/6/2/29>.
12. Chhetri P., Arrowsmith C., Jackson M., 2004. Determining hiking experiences in nature-based tourist destinations. *Tourism management*. **25**(1): 31-43. [žiūrėta 2023 sausio 29 d.]. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0261517703000578>.
13. Cole D. N., 2004. Environmental impacts of outdoor recreation in wildlands. *Society and resource management: A summary of knowledge*. 107-116. [žiūrėta 2023 sausio 25 d.]. https://www.researchgate.net/publication/241563091_Environmental_Impacts_of_Outdoor_Recreation_in_Wildlands.
14. Cole D. N., 2021. Reflections on the early history of recreation ecology. *Parks Stewardship Forum*. **37**(2): 379-400. [žiūrėta 2023 sausio 29 d.]. <https://escholarship.org/uc/item/5wv0m2m3>.
15. Crosby A. W., 2004. *Ecological imperialism: the biological expansion of Europe. 900-1900*. Cambridge University Press. [žiūrėta 2023 vasario 1 d.]. [https://books.google.lt/books?hl=lt&lr=&id=Phtqa_3tNykC&oi=fnd&pg=PER13&dq=Crosby,+A.W.+\(1986\)+Ecological+Imperialism:+The+Biological+Expansion+of+Europe,+900%E2%80%93+1900.+Cambridge:+Cambridge+University+Press&ots=9XWSwR9uYN&sig=1yUHVioAOV0nnD5oDfXd3SJcOXM&redir_esc=y#v=onepage&q&f=false](https://books.google.lt/books?hl=lt&lr=&id=Phtqa_3tNykC&oi=fnd&pg=PER13&dq=Crosby,+A.W.+(1986)+Ecological+Imperialism:+The+Biological+Expansion+of+Europe,+900%E2%80%93+1900.+Cambridge:+Cambridge+University+Press&ots=9XWSwR9uYN&sig=1yUHVioAOV0nnD5oDfXd3SJcOXM&redir_esc=y#v=onepage&q&f=false).
16. Dannevig P., Harstveit K., 2021. Klima i Norge. *I Store norske leksikon*. [žiūrėta: 2021 lapkričio 27 d.]. https://snl.no/klima_i_Norge.
17. David G. C. L., Bledsoe B. P., Merritt D. M., Wohl E., 2009. The impacts of ski slope development on stream channel morphology in the White River National Forest, Colorado, USA. *Geomorphology*. **103**(3): 375-388. [žiūrėta 2023 vasario 22 d.]. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0169555X08002973>.
18. de Jong C., Carletti G., Previtali F., 2015. Assessing impacts of climate change, ski slope, snow and hydraulic engineering on slope stability in ski resorts (French and Italian Alps). In *Engineering Geology for Society and Territory-Volume 1: Climate Change and Engineering Geology*. 51-55. Springer International Publishing. [žiūrėta 2023 balandžio 27 d.].

https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-319-09300-0_10#Bib1.

19. Dimitriadou E., Hornik K., Leisch F., Meyer D., Weingessel A., Leisch M. F., 2006. The e1071 package. *Misc Functions of Department of Statistics (e1071)*, TU Wien. 297-304. [žiūrėta 2023 balandžio 27 d.]. <https://www.cs.upc.edu/~belanche/Docencia/mineria/Practiques/R/e1071.pdf>.

20. Dowle M., Srinivasan A., Gorecki J., Chirico M., Stetsenko P., Short T., Tan X., 2022. Package 'data. Table'. [žiūrėta 2023 balandžio 27 d.]. <https://brieger.esalq.usp.br/CRAN/web/packages/data.table/data.table.pdf>.

21. Duglio S., Beltramo R., 2016. Environmental management and sustainable labels in the ski industry: A critical review. *Sustainability*. **8**(9): 851. [žiūrėta 2023 balandžio 27 d.]. <https://www.mdpi.com/2071-1050/8/9/851>.

22. Dupin B., Durand B., Cambecèdes J., Fromin N., 2022. Plants playing at home: Advantage of native plant seeds for ski slope revegetation in the French Pyrenees. *Ecological Engineering*. **174**: 106463. [žiūrėta 2023 gegužės 23 d.]. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0925857421003189>.

23. Fitter A. H., Gilligan C. A., Hollingworth K., Kleczkowski A., Twyman R. M., Pitchford J. W., and members of the nerc soil biodiversity programme, 2005. Biodiversity and ecosystem function in soil. *Functional Ecology*. **19**(3): 369-377. [žiūrėta 2023 vasario 15 d.]. <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.0269-8463.2005.00969.x>.

24. Freppaz M., Filippa G., Caimi A., Zanini E., 2010. Sustainable tourism in Northwestern Alps: winter sports impact on pasture lands. *Anuarul Institutului de Cercetari Economice „Gheorghe Zane“-Iasi*. **19**(1): 79. [žiūrėta 2023 vasario 22 d.]. <https://www.proquest.com/openview/30f3d525dc354e0f8894f60ab0ec0696/1?pq-origsite=gscholar&cbl=2032623>.

25. Freppaz M., Filippa G., Corti G., Cocco S., Williams M. W., Zanini E., 2013. Soil properties on ski-runs. *The Impacts of Skiing and Related Winter Recreational Activities on Mountain Environments*. Edited by Rixen C., Rolando A. 45-64. [žiūrėta 2023 vasario 22 d.]. <https://benthambooks.com/book/9781608054886/>.

26. Freppaz M., Williams B. L., Edwards A. C., Scalenghe R., Zanini E., 2007. Simulating soil freeze/thaw cycles typical of winter alpine conditions: implications for N and P availability. *Applied Soil Ecology*. **35**(1): 247-255. [žiūrėta 2023 vasario 23 d.]. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0929139306001144>.

27. Garnier S., Ross N., Rudis R., Camargo P. A., Sciaini M., Scherer C., 2021.

Viridis(Lite) – Colorblind-Friendly Color Maps for R. viridis package version 0.6.2. [žiūrėta 2023 balandžio 27 d.]. <https://sjmgarnier.github.io/viridis/> .

28. Geneletti D., Dawa D., 2009. Environmental impact assessment of mountain tourism in developing regions: A study in Ladakh, Indian Himalaya. *Environmental impact assessment review*. **29**(4): 229-242. [žiūrėta 2023 vasario 22 d.]. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0195925509000201>.

29. Gössling S., Hall M. C., 2006. Tourism and global environmental change. *Taylor & Francis*. [žiūrėta 2023 vasario 1 d.]. <https://library.oapen.org/handle/20.500.12657/24073>.

30. Göthe E., Timmermann A., Januschke K., Baattrup-Pedersen A., 2016. Structural and functional responses of floodplain vegetation to stream ecosystem restoration. *Hydrobiologia*, **769**: 79-92. [žiūrėta 2023 balandžio 27 d.]. <https://link.springer.com/article/10.1007/s10750-015-2401-3>.

31. Gozlan R. E., Britton J. R., Cowx I., Copp G. H., 2010. Current knowledge on non-native freshwater fish introductions. *Journal of fish biology*. **76**(4): 751-786. [žiūrėta 2023 vasario 1 d.]. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1095-8649.2010.02566.x>.

32. Grêt-Regamey A., Brunner S. H., Kienast F., 2012. Mountain ecosystem services: who cares?. *Mountain Research and Development*. **32**(S1). [žiūrėta 2023 balandžio 27 d.]. <https://bioone.org/journals/mountain-research-and-development/volume-32/issue-S1/MRD-JOURNAL-D-10-00115.S1/Mountain-Ecosystem-Services-Who-Cares/10.1659/MRD-JOURNAL-D-10-00115.S1.full>.

33. Gurevitch J., Padilla D. K., 2004. Are invasive species a major cause of extinctions? *Trends in ecology & evolution*. **19**(9): 470-474. [žiūrėta 2023 vasario 1 d.]. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0169534704002022>.

34. Hasmadi M. I., Zaki M. H., Adnan I. A., Pakhriazad H. Z., Fadlli M. A., 2010. Determining and mapping of vegetation using GIS and phytosociological approach in Mount Tahan, Malaysia. *Journal of Agricultural Science*. **2**(2): 80-89. [žiūrėta 2023 vasario 1 d.]. https://www.researchgate.net/publication/46105948_Determining_and_Mapping_of_Vegetation_using_GIS_and_Phytosociological_Approach_in_Mount_Tahan_Malaysia .

35. Heslop-Harrison Y., 2004. *Pinguicula* L. *Journal of Ecology*. **92**(6): 1071-1118. [žiūrėta 2023 balandžio 7 d.]. <https://www.jstor.org/stable/3599749>.

36. Hylgaard T., Liddle M. J., 1981. The effect of human trampling on a sand dune ecosystem dominated by *Empetrum nigrum*. *Journal of Applied Ecology*. **18**(2): 559-569. [žiūrėta 2023 balandžio 7 d.]. <https://www.jstor.org/stable/2402417>.

37. Hockett K. S., Marion J. L., Leung Y. F., 2017. The efficacy of combined educational and site management actions in reducing off-trail hiking in an urban-proximate protected area. *Journal of environmental management*. **203**: 17-28. [žiūrėta 2023 gegužės 19 d.]. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0301479717306643>.
38. Hoorman J. J., Sá J. C. M., Reeder R., 2011. The biology of soil compaction. *Science*. **68**: 49-57. [žiūrėta 2023 vasario 15 d.]. <https://www.exapta.com/wp-content/uploads/2015/07/Biology-Soil-Compaction.pdf>.
39. Hudek C., Barni E., Stanchi S., D'Amico M., Pintaldi E., Freppaz M., 2020. Mid and long-term ecological impacts of ski run construction on alpine ecosystems. *Scientific reports*. **10**(1): 11654. [žiūrėta 2023 vasario 23 d.]. <https://www.nature.com/articles/s41598-020-67341-7>.
40. Jägerbrand A. K., Alatalo J. M., 2015. Effects of human trampling on abundance and diversity of vascular plants, bryophytes and lichens in alpine heath vegetation, Northern Sweden. *SpringerPlus*. **4**(1): 1-12. [žiūrėta 2023 vasario 1 d.]. <https://springerplus.springeropen.com/articles/10.1186/s40064-015-0876-z>.
41. Joksimović M., Šabić D., Vujadinović S., Golić R., Gajić, M., 2019. Duration of the Snow Cover and the Need for Artificial Snow—A Challenge for Management in Ski-Centres of Serbia. *Climate Change Adaptation in Eastern Europe: Managing Risks and Building Resilience to Climate Change*. 137-152. [žiūrėta 2023 vasario 23 d.]. https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-030-03383-5_10.
42. Kostrakiewicz-Gierałt K., Pliszko A., Gmyrek-Gołąb K., 2020. The effect of visitors on the properties of vegetation of calcareous grasslands in the context of width and distances from tourist trails. *Sustainability*. **12**(2): 454. [žiūrėta 2023 vasario 24 d.]. <https://www.mdpi.com/2071-1050/12/2/454>.
43. Kubota H., Shimano K., 2010. Effects of ski resort management on vegetation. *Landscape and Ecological Engineering*. **6**: 61-74. [žiūrėta 2023 balandžio 29 d.]. <https://link.springer.com/article/10.1007/s11355-009-0085-4>.
44. Lehvävirta S., Vilisics F., Hamberg L., Malmivaara-Lämsä M., Kotze D. J., 2014. Fragmentation and recreational use affect tree regeneration in urban forests. *Urban Forestry & Urban Greening*. **13**(4): 869-877. [žiūrėta 2023 balandžio 7 d.]. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1618866714001083>.
45. Lembrechts J. J., Milbau A., Nijs I., 2014. Alien Roadside Species More Easily Invade Alpine than Lowland Plant Communities in a Subarctic Mountain Ecosystem. *PLOS*

ONE. 9(2): e89664. [žiūrėta 2023 balandžio 27 d.].
<https://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0089664>.

46. Magnani A., Viglietti D., Balestrini R., Williams M. W., Freppaz M., 2017. Contribution of deeper soil horizons to N and C cycling during the snow-free season in alpine tundra, NW Italy. *Catena*. **155**: 75-85. [žiūrėta 2023 vasario 23 d.].
<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0341816217300954>.

47. Malmivaara-Lämsä M., Hamberg L., Löfström I., Vanha-Majamaa I., Niemelä J., 2008. Trampling tolerance of understorey vegetation in different hemiboreal urban forest site types in Finland. *Urban ecosystems*. **11**: 1-16. [žiūrėta 2023 balandžio 7 d.].
<https://link.springer.com/article/10.1007/s11252-007-0046-3>.

48. Malmivaara-Lämsä M., 2008. *Effects of recreational use and fragmentation on the understorey vegetation and soil microbial communities of urban forests in southern Finland. Dissertationes Forestales*. Helsinki:University of Helsinki [žiūrėta 2023 balandžio 7 d.].
<https://helda.helsinki.fi/handle/10138/22084>.

49. Marion J. L., Leung Y. F., 2004. Environmentally sustainable trail management. In *Environmental impacts of ecotourism*. Wallingford UK: CABI Publishing. 229-243. [žiūrėta 2023 gegužės 19 d.].
<http://ndl.ethernet.edu.et/bitstream/123456789/9425/1/24pdf.pdf#page=242>.

50. Marion S., Davies A., Demšar U., Irvine R. J., Stephens P. A., Long, J., 2020. A systematic review of methods for studying the impacts of outdoor recreation on terrestrial wildlife. *Global ecology and conservation*. [žiūrėta 2023 sausio 29 d.] **22**: e00917.
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2351989419308923>.

51. Mason S., Newsome D., Moore S., Admiraal R., 2015. Recreational trampling negatively impacts vegetation structure of an Australian biodiversity hotspot. *Biodiversity and Conservation*. **24**(11): 2685-2707. [žiūrėta: 2021 lapkričio 20 d.].
<https://link.springer.com/article/10.1007/s10531-015-0957-x>.

52. Matulewski P., Buchwal A., Zielonka A., Wrońska-Wałach D., Čufar K., Gärtner H., 2021. Trampling as a major ecological factor affecting the radial growth and wood anatomy of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) roots on a hiking trail. *Ecological Indicators*. **121**: 107095. [žiūrėta 2023 sausio 29 d.].
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1470160X20310347>.

53. Meryem A. T. İ. K., Sayan S., Karagüzel O., 2009. Impact of recreational trampling on the natural vegetation in Termessos National Park, Antalya-Turkey. *Journal of*

Agricultural Sciences. **15**(03): 249-258. [žiūrėta 2023 vasario 1 d.]. <https://dergipark.org.tr/en/download/article-file/1507802>.

54. Molina-Montenegro M. A., Carrasco-Urra F., Rodrigo C., Convey P., Valladares F., Gianoli E., 2012. Occurrence of the non-native annual bluegrass on the Antarctic mainland and its negative effects on native plants. *Conservation Biology*. **26**(4): 717-723. [žiūrėta 2023 vasario 1 d.]. <https://conbio.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1523-1739.2012.01865.x>.

55. Monz C. A., 2002. The response of two arctic tundra plant communities to human trampling disturbance. *Journal of Environmental Management*. **64**(2): 207-217. [žiūrėta 2023 vasario 2 d.]. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479701905249>.

56. Morrocco S. M., Ballantyne C. K., 2008. Footpath morphology and terrain sensitivity on high plateaux: the Mamore Mountains, Western Highlands of Scotland. Earth Surface Processes and Landforms. *The Journal of the British Geomorphological Research Group*. **33**(1): 40-54. [žiūrėta 2023 balandžio 7 d.]. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/esp.1525>.

57. Norway Innovation, 2017. Key Figures for Norwegian Tourism Report. *The importance of tourism for Norway*. P. 54, [žiūrėta: 2022 sausio 15 d.]. <https://www.scribd.com/document/430428739/Key-Figures-2017-Norwegian-Tourism>.

58. Nugent J., 2018. iNaturalist. *Science Scope*. **41**(7): 12-13. [žiūrėta 2023 balandžio 26 d.]. <https://www.proquest.com/openview/28da7a6a7fc4132d673badfc94608daf/1?pq-origsite=gscholar&cbl=36017>.

59. Olive N. D., Marion J. L., 2009. The influence of use-related, environmental, and managerial factors on soil loss from recreational trails. *Journal of environmental management*. **90**(3): 1483-1493. [žiūrėta 2023 vasario 21 d.]. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0301479708002867>.

60. Özcan M., Gökbülak F., Hizal A., 2013. Exclosure effects on recovery of selected soil properties in a mixed broadleaf forest recreation site. *Land Degradation & Development*. **24**(3): 266-276. [žiūrėta 2023 vasario 21 d.]. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/ldr.1123>.

61. Parks C. G., Radosevich S. R., Endress B. A., Naylor B. J., Anzinger D., Rew L. J., Dwire K. A., 2005. Natural and land-use history of the Northwest mountain ecoregions (USA) in relation to patterns of plant invasions. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*. **7**(3), 137-158. [žiūrėta 2023 gegužės 3 d.].

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1433831905000296>.

62. Petter B., 2006. Oppbygningen av «Norsk lavflora». *Norsk botanisk forenings tidsskrift journal of the Norwegian botanical society*. **64**(3): 154-157. [žiūrėta 2023 balandžio 26 d.]. <https://nhm2.uio.no/botanisk/nbf/blyttia/>.

63. Pickering C. M., Bear R., Hill W., 2007. Indirect impacts of nature based tourism and recreation: the association between infrastructure and the diversity of exotic plants in Kosciuszko National Park. Australia. *Journal of Ecotourism*. **6**(2): 146-157. [žiūrėta 2023 vasario 1 d.]. <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.2167/joe162.0>.

64. Pimentel D., Lach L., Zuniga R., Morrison D., 2000. Environmental and economic costs of nonindigenous species in the United States. *BioScience*. **50**(1): 53-65. [žiūrėta 2023 vasario 1 d.]. [https://bioone.org/journals/bioscience/volume-50/issue-1/0006-3568_2000_050_0053_EAECON_2.3.CO_2/Environmental-and-Economic-Costs-of-Nonindigenous-Species-in-the-United/10.1641/0006-3568\(2000\)050\[0053:EAECON\]2.3.CO;2.short](https://bioone.org/journals/bioscience/volume-50/issue-1/0006-3568_2000_050_0053_EAECON_2.3.CO_2/Environmental-and-Economic-Costs-of-Nonindigenous-Species-in-the-United/10.1641/0006-3568(2000)050[0053:EAECON]2.3.CO;2.short).

65. Pimentel D., McNair S., Janecka J., Wightman J., Simmonds C., O'connel C., Tsomondo T., 2001. Economic and environmental threats of alien plant, animal, and microbe invasions. *Agriculture, ecosystems & environment*. **84**(1): 1-20. [žiūrėta 2023 vasario 1 d.]. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S016788090000178X>.

66. Pintaldi E., Hudek C., Stanchi S., Spiegelberger T., Rivella E., Freppaz M., 2017. Sustainable soil management in ski areas: threats and challenges. *Sustainability*. **9**(11): 2150. [žiūrėta: 2021 gegužės 20 d.]. <https://www.mdpi.com/2071-1050/9/11/2150>.

67. Piscová V., Ševčík M., Hreško J., Petrovič F., 2021. Effects of a Short-Term Trampling Experiment on Alpine Vegetation in the Tatras, Slovakia. *Sustainability*. **13**(5): 2750. [žiūrėta: 2021 lapkričio 27 d.]. <https://www.mdpi.com/2071-1050/13/5/2750>.

68. Poore M. E. D., 1955. The use of phytosociological methods in ecological investigations: I. The Braun-Blanquet system. *Journal of ecology*. **43**(1): 226-244. [žiūrėta: 2021 lapkričio 15 d.]. <https://www.jstor.org/stable/2257132>.

69. Rangel L., Jorge M. D. C., Guerra A., Fullen M., 2019. Soil Erosion and land degradation on trail Systems in Mountainous Areas: two case studies from south-East Brazil. *Soil Systems*. **3**(3):56. [žiūrėta 2023 vasario 16 d.]. <https://www.mdpi.com/2571-8789/3/3/56>.

70. Rawat M., Jägerbrand A. K., Molau U., Bai Y., Alatalo J. M., 2021. Visitors off the trail: Impacts on the dominant plant, bryophyte and lichen species in alpine heath vegetation in sub-arctic Sweden. *Environmental Challenges*. **3**: 100050. [žiūrėta: 2021 lapkričio 27 d.].

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2667010021000299>.

71. Riepišas E., 1981. Miškas ir žmogaus poilsis. Vilnius: Mokslas, p. 134.
72. Ristić R., Vasiljević N., Radić B., Radivojević S., 2009. Degradation of landscape in Serbian ski resorts-aspects of scale and transfer of impacts. *Spatium*. (20) :49-52. [žiūrėta 2023 balandžio 27 d.]. <https://scindeks.ceon.rs/article.aspx?artid=1450-569X0920049R>.
73. Rixen C., Freppaz M., Stoeckli V., Huovinen C., Huovinen K., Wipf S., 2008. Altered snow density and chemistry change soil nitrogen mineralization and plant growth. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*. **40**(3): 568-575. [žiūrėta 2023 vasario 23 d.]. [https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1657/1523-0430\(07-044\)\[RIXEN\]2.0.CO;2](https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1657/1523-0430(07-044)[RIXEN]2.0.CO;2).
74. Rixen C., Stoeckli V., Ammann W., 2003. Does artificial snow production affect soil and vegetation of ski pistes? A review. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*. **5**(4): 219-230. [žiūrėta 2023 vasario 24 d.]. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S143383190470061X>.
75. Roovers P., Baeten S., Hermy M., 2004a. Plant species variation across path ecotones in a variety of common vegetation types. *Plant ecology*. **170**: 107-119. [žiūrėta 2023 balandžio 27 d.]. <https://link.springer.com/article/10.1023/B:VEGE.0000019028.89623.26>.
76. Roovers P., Verheyen K., Hermy M., Gulinck H., 2004b. Experimental trampling and vegetation recovery in some forest and heathland communities. *Applied Vegetation Science*. **7**(1): 111-118. [žiūrėta 2023 balandžio 7 d.]. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1654-109X.2004.tb00601.x>.
77. Roux-Fouillet P., Wipf S., Rixe C., 2011. Long-term impacts of ski piste management on alpine vegetation and soils. *Journal of applied ecology*. **48**(4): 906-915. [žiūrėta 2023 vasario 24 d.]. <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.1365-2664.2011.01964.x>.
78. Rudis B., 2020. Hrbthemes: Additional themes, theme components and utilities for “ggplot2”. *Hrbthemes Documentation*. [žiūrėta 2023 balandžio 27 d.]. <https://rdr.io/cran/hrbthemes/>.
79. Runnström M. C., Ólafsdóttir R., Blanke J., Berlin B., 2019. Image analysis to monitor experimental trampling and vegetation recovery in Icelandic plant communities. *Environments*. **6**(9): 99. [žiūrėta: 2021 gruodžio 6 d.]. <https://www.mdpi.com/2076-3298/6/9/99>.
80. Salesa D., Cerdà A., 2020. Soil erosion on mountain trails as a consequence of

recreational activities. A comprehensive review of the scientific literature. *Journal of Environmental Management*. **271**: 110990. [žiūrėta 2023 vasario 16 d.]. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S030147972030918X>.

81. Sămărghișan M., Oroian S., 2019. Contributions to the study of the chorology and conservation status of Lycopods in Mureș County. *Acta Biologica Marisiensis*. **2(2)**: 15-25. [žiūrėta 2023 balandžio 7 d.]. <https://sciendo.com/article/10.2478/abmj-2019-0007>.

82. Schimel J. P., Bennett J., 2004. Nitrogen mineralization: challenges of a changing paradigm. *Ecology*. **85(3)**: 591-602. [žiūrėta 2023 vasario 16 d.]. <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1890/03-8002>.

83. Scott D., 2006. Global environmental change and mountain tourism. *Tourism and global environmental change*. 54-75. [žiūrėta 2023 vasario 23 d.]. <https://www.taylorfrancis.com/chapters/oa-edit/10.4324/9780203011911-4/global-environmental-change-mountain-tourism-daniel-scott>.

84. Shang Q., Liu Y., Li Q., 2022. Effects of Tourism Trampling on Soil Nitrogen Mineralization in *Quercus variabilis* Blume Forests Varies with Altitudes in the Climate Transition Zone. *Forests*. **13(9)**: 1467. [žiūrėta 2023 vasario 15 d.]. <https://www.mdpi.com/1999-4907/13/9/1467>.

85. Törn A., Tolvanen A., Norokorpi Y., Tervo R., Siikamäki P., 2009. Comparing the impacts of hiking, skiing and horse riding on trail and vegetation in different types of forest. *Journal of environmental management*. **90(3)**: 1427-1434. [žiūrėta 2023 balandžio 7 d.]. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0301479708002533>.

86. Tsuyuzaki S., 1994. Environmental deterioration resulting from ski-resort construction in Japan. *Environmental conservation*. **21(2)**: 121-125. [žiūrėta 2023 vasario 22 d.]. <https://www.cambridge.org/core/journals/environmental-conservation/article/abs/environmental-deterioration-resulting-from-skiresort-construction-in-japan/0C6F6AD91DAA8F58B04A11A8FE90EE1E>.

87. van der Maarel E., 2007. Transformation of cover-abundance values for appropriate numerical treatment-Alternatives to the proposals by Podani. *Journal of Vegetation Science*. **18(5)**: 767-770. [žiūrėta 2023 balandžio 3 d.]. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1654-1103.2007.tb02592.x>.

88. Wang Y., 2021. *Analysis on the Ski Industry in China*. In E3S Web of Conferences. P. 01008. [žiūrėta 2023 vasario 23 d.]. <https://ui.adsabs.harvard.edu/abs/2021E3SWC.25101008W/abstract>.

89. Wedegärtner R. E., Lembrechts J. J., Van Der Wal R., Barros A., Chauvin A., Janssens I., Graae B. J., 2022. Hiking trails shift plant species' realized climatic niches and locally increase species richness. *Diversity and Distributions*. **28**(7): 1416-1429. [žiūrėta 2023 gegužės 3 d.]. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1111/ddi.13552>
90. Wickham H., 2016 *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York. [žiūrėta 2023 balandžio 27 d.]. <https://ggplot2.tidyverse.org>.
91. Wickham H., François R., Henry L., Müller K., Vaughan D., 2023. *Dplyr: A Grammar of Data Manipulation*. [žiūrėta 2023 balandžio 27 d.]. <https://dplyr.tidyverse.org>.
92. Wielgolaski F. E., 2001. Nordic mountain birch ecosystems. *Man And The Biosphere Series*. **27**: 359-368. [žiūrėta 2023 balandžio 7 d.]. <https://www.researchgate.net/publication/292145523>.
93. Google Earth, 2022. Ankenesfjellet slidinėjimo trasos ortofotonuotrauka. [žiūrėta 2022 spalio 27 d.]. <https://earth.google.com/web/@68.40596195,17.385364,307.65183535a,632.91427507d,30y,0h,0t,0r/data=MikKJwolCiExWkF2QUM0S3lQbExQM1F4SHUzTGZBOEV0LXgzdWM2S2sgAQ>
94. Waldenstrøm B., 1960-1970. Narvik. Utsikt mot Ankenes og Den sovende Dronning, 2008. [žiūrėta 2023 sausio 26 d.] <https://digitaltmuseum.no/021015530048/narvik-utsikt-mot-ankenes-og-den-sovende-dronning>.

PRIEDAI

1 priedas
Konferencijos pažymėjimas



PAŽYMĖJIMAS

Nr. MVG-VUŠA-2023-593
(4.16 E) 850000-V-137

Monika Balčikonienė

dalyvavo jaunųjų tyrėjų tarptautinėje mokslinėje konferencijoje
„JAUNASIS TYRĖJAS IŠMANIAJAI VISUOMENEI“

Ir skaitė pranešimą tema:

„Poilsiautojų poveikio slidinėjimo trasų augalijai vertinimas“

Direktorius pavaduotoja studijoms
Dr. Regina Karvelienė



Šiauliai
2023 m. gegužės 11 d.



12 pav. Augalijos vegetacijos skirtumai tarp slidinėjimo trasos pakraščio ir slidinėji trasos



13 pav. 700 metrų nuo tako, galimai buvusi statybvieta

Laukelio Nr: 1.1 (50 cm nuo tako)

Tyrimo vieta: atstumas nuo tako pradžios 900 m., 304 m. virš jūros lygio.

Data: 2022-08-15

Tyrimo pradžios laikas: 13:21

Koordinatės: N 68°24.352` - E 17°22.970`

Augalo rūšis	Projekcinis padengimas, %	Braun - Blanquet gausumo ir padengimo įvertinimas pagal skalę
Plika žemė	1	+
Sudžiūvusios augalų dalys	3	1
Arctic Kidney Lichen (<i>Nephroma arcticum</i>)	3	1
Šiaušėtoji šiurė (<i>Cladonia portentosa</i>)	35	3
Vilnoji širmunė (<i>Recomitrium lanuginosum</i>)	5	2
Paprastoji šilsamanė (<i>Pleurozium schreberi</i>)	15	2
Juodoji varnauogė (<i>Empetrum nigrum</i>)	50	4
Siauralapė balžuva (<i>Andromeda polifolia</i>)	5	2
Paprastasis vaivoras (<i>Vaccinium uliginosum</i>)	8	2
Paprastoji bruknė (<i>Vaccinium vitis-idaea</i>)	1	+





14 pav. Medžių kirtimai



15 pav. Slidinėjimo trasoje naudojamų transporto priemonių veiklos žymės



16 pav. Teritorijoje susiformavę purvynai dėl transporto priemonių naudojimo



17 pav. Slidinėjimo trasos žemiausioje dalyje sunėštos sąnašos, vandens erozijos išgraužtas griovys



18 pav. Vegetacijos skirtumai tarp slidinėjimo trasos ir slidinėjimo trasos pakraščio (birželis)



19 pav. Turistiniuose žemėlapiuose žymimi tako būklė



20 pav. Slidinėjimo trasos pakraštyje esantis siauras savaime susiformavęs takas



21 pav. I ir II tyrimų 710 m nuo tako pradžios, 265 m virš jūros lygio 2,5 m atstumu nuo tako augalijos skirtumai tarp tyrimų

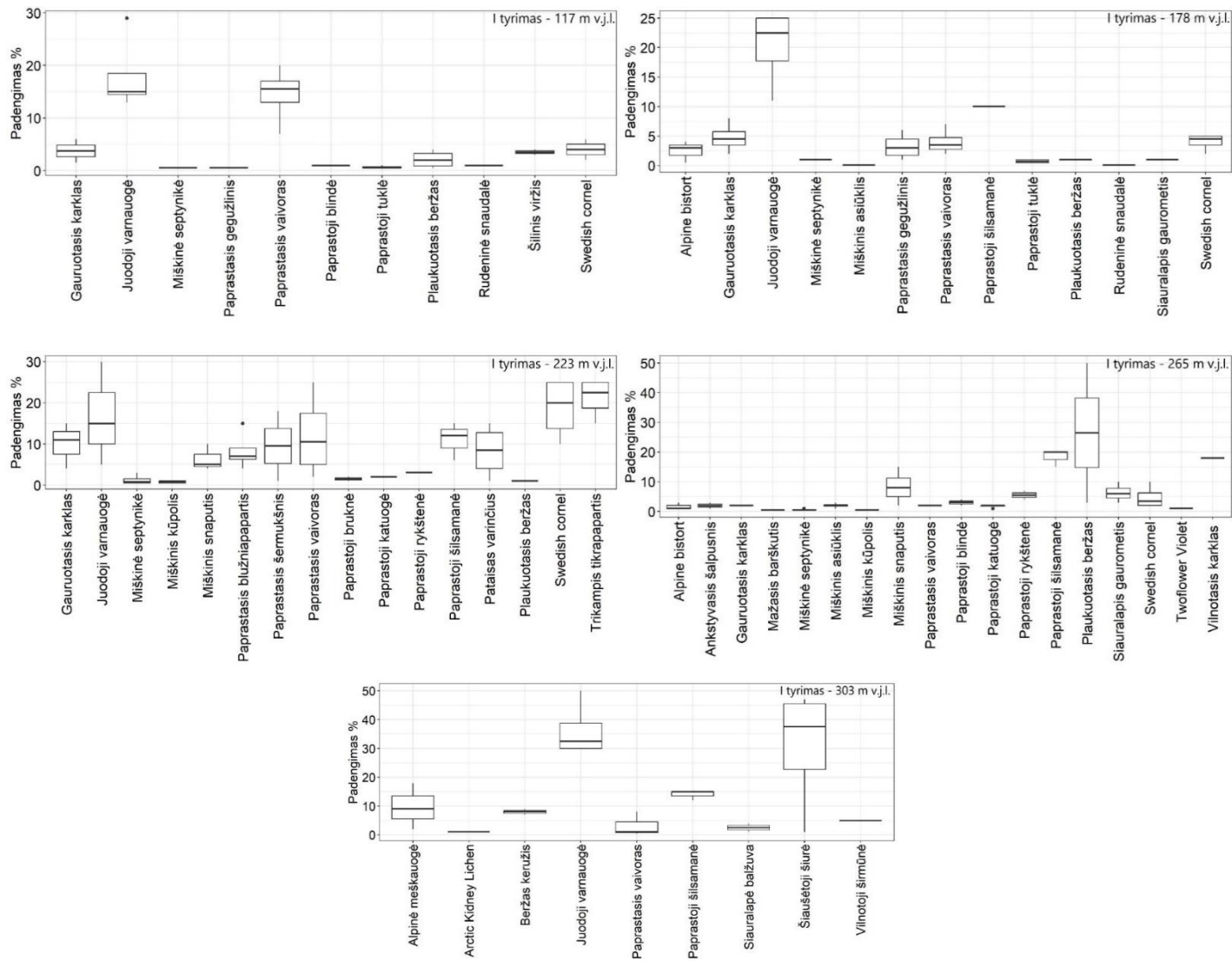


22 pav. Takas ties 303 m virš jūros lygio

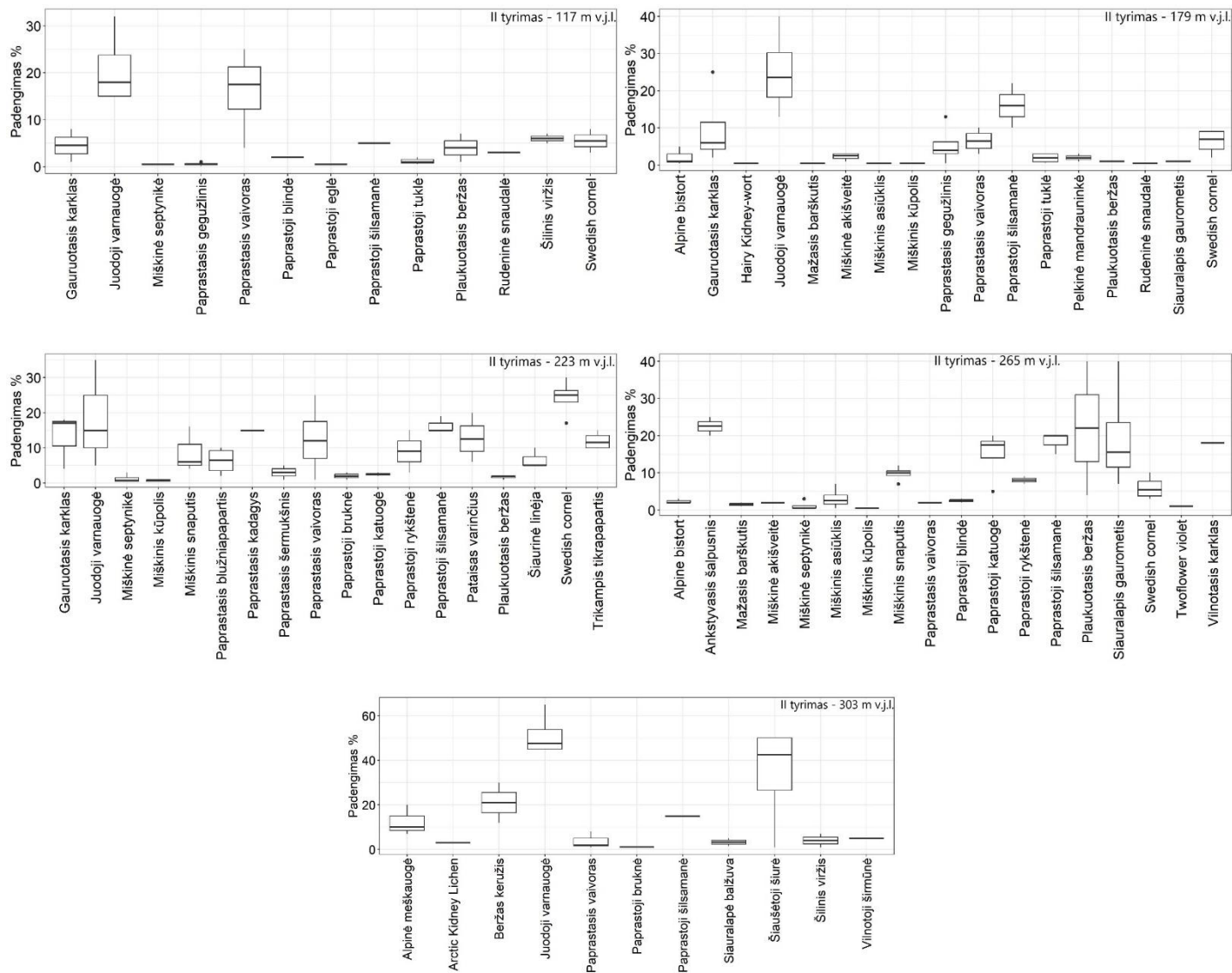
Augalų sąrašas

Nr.	Augalų rūšis	Augalų šeima	Nustatyta tyrimuose
1.	Juodoji varnauogė (<i>Empetrum nigrum</i>)	Erikiniai (<i>Ericaceae</i>)	I – II
2.	Paprastasis vaivoras (<i>Vaccinium uliginosum</i>)	Erikiniai (<i>Ericaceae</i>)	I – II
3.	Paprastoji bruknė (<i>Vaccinium vitis-idaea</i>)	Erikiniai (<i>Ericaceae</i>)	I – II
4.	Siauralapė balžuva (<i>Andromeda polifolia</i>)	Erikiniai (<i>Ericaceae</i>)	I – II
5.	Alpinė meškauogė (<i>Arctous alpina</i>)	Erikiniai (<i>Ericaceae</i>)	I – II
6.	Šilinis viržis (<i>Calluna vulgaris</i>)	Erikiniai (<i>Ericaceae</i>)	I – II
7.	Vilnotasis karklas (<i>Salix lanata</i>)	Gluosniniai (<i>Salicaceae</i>)	I – II
8.	Paprastoji blindė (<i>Salix caprea</i>)	Gluosniniai (<i>Salicaceae</i>)	I – II
9.	Gauruotasis karklas (<i>Salix glauca</i>)	Gluosniniai (<i>Salicaceae</i>)	I – II
10.	Rausvašakis karklas (<i>Salix phylicifolia</i>)	Gluosniniai (<i>Salicaceae</i>)	II
11.	Rudeninė snaudalė (<i>Scorzoneroides autumnalis</i>)	Astriniai (<i>Asteraceae</i>)	I – II
12.	Paprastoji rykštenė (<i>Solidago virgaurea</i>)	Astriniai (<i>Asteraceae</i>)	I – II
13.	Ankstyvasis šalpusnis (<i>Tussilago farfara</i>)	Astriniai (<i>Asteraceae</i>)	I – II
14.	Miškinis kūpolis (<i>Melampyrum sylvaticum</i>)	Džiovekliniai (<i>Orobanchaceae</i>)	I – II
15.	Miškinė akišveitė (<i>Euphrasia nemorosa</i>)	Džiovekliniai (<i>Orobanchaceae</i>)	II
16.	Mažasis barškutis (<i>Rhinanthus minor</i>)	Džiovekliniai (<i>Orobanchaceae</i>)	I – II
17.	Paprastoji tekšė (<i>Rubus chamaemorus</i>)	Erškėtiniai (<i>Rosaceae</i>)	I – II
18.	Paprastasis šermukšnis (<i>Sorbus aucuparia</i>)	Erškėtiniai (<i>Rosaceae</i>)	I – II
19.	Paprastoji katuogė (<i>Rubus saxatilis</i>)	Erškėtiniai (<i>Rosaceae</i>)	I – II
20.	Plaukuotasis beržas (<i>Betula pubescens</i>)	Beržiniai (<i>Betulaceae</i>)	I – II
21.	Beržas keružis (<i>Betula nana</i>)	Beržiniai (<i>Betulaceae</i>)	I – II
22.	Trikampis tikrapapartis (<i>Gymnocarpium dryopteris</i>)	Vudsijiniai (<i>Woodsiaceae</i>)	I – II
23.	Paprastasis blužniapapartis (<i>Athyrium filix-femina</i>)	Vudsijiniai (<i>Woodsiaceae</i>)	I – II
24.	Paprastoji tuklė (<i>Pinguicula vulgaris</i>)	Skendeniniai (<i>Lentibulariaceae</i>)	I – II
25.	Swedish cornel (<i>Cornus suecica</i>)	Seduliniai (<i>Cornaceae</i>)	I – II
26.	Paprastoji šilsamanė (<i>Pleurozium schreberi</i>)	Patininiai (<i>Hypnaceae</i>)	I – II
27.	Paprastasis gegužlinis (<i>Polytrichum commune</i>)	Gegužliniai (<i>Polytrichaceae</i>)	I – II
28.	Miškinė septynikė (<i>Lysimachia europaea</i>)	Raktožoliniai (<i>Primulaceae</i>)	I – II

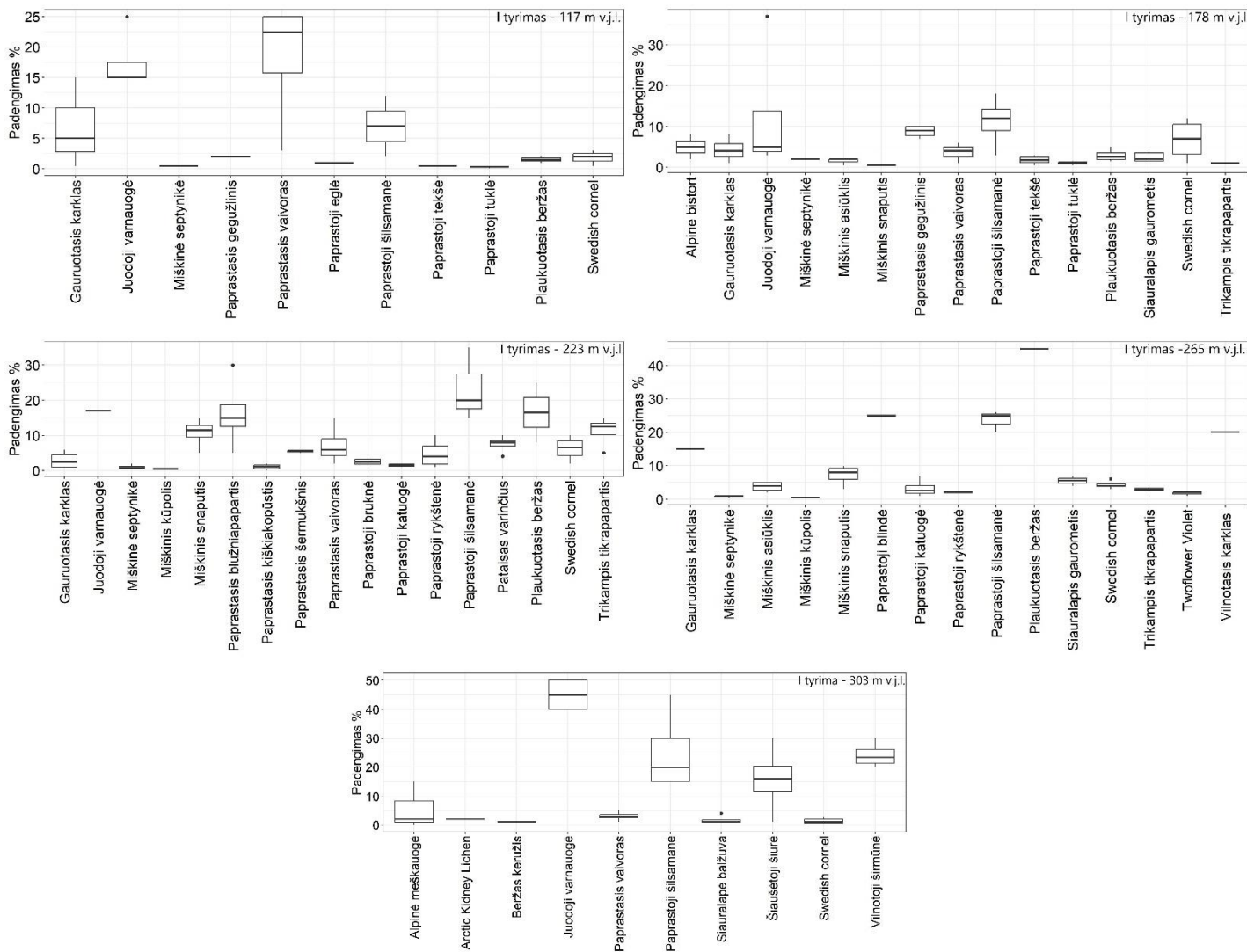
29.	Paprastoji eglė (<i>Picea abies</i>)	Pušiniai (<i>Pinaceae</i>)	I – II
30.	Kupstinė šluotsmilgė (<i>Deschampsia cespitosa</i>)	Migliniai (<i>Poaceae</i>)	II
31.	Siauralapis gaurometis (<i>Chamaenerion angustifolium</i>)	Nakvišiniai (<i>Onagraceae</i>)	I – II
32.	Miškinis asiūklis (<i>Equisetum sylvaticum</i>)	Asūkliniai (<i>Equisetaceae</i>)	I – II
33.	Alpine bistort (<i>Bistorta vivipara</i>)	Rūgtiniai (<i>Polygonaceae</i>)	I – II
34.	Miškinis snaputis (<i>Geranium sylvaticum</i>)	Snaputiniai (<i>Geraniaceae</i>)	I – II
35.	Pataisas varinčius (<i>Spinulum annotinum</i>)	Pataisiniai (<i>Lycopodiaceae</i>)	I – II
36.	Šiaurinė linėja (<i>Linnaea borealis</i>)	Sausmediniai (<i>Caprifoliaceae</i>)	II
37.	Hairy Kidney-wort (<i>Micranthes stellaris</i>)	Uolaskėliniai (<i>Saxifragaceae</i>)	II
38.	Pelkinė mandrauninkė (<i>Parnassia palustris</i>)	Mandrauninkiniai (<i>Parnassiaceae</i>)	II
39.	Paprastasis kiškiakopūstis (<i>Oxalis acetosella</i>)	Kiškiakopūstiniai (<i>Oxalidaceae</i>)	I – II
40.	Paprastasis kadagys (<i>Juniperus communis</i>)	Kiparisiniai (<i>Cupressaceae</i>)	II
41.	Šiaušėtoji šiurė (<i>Cladonia portentosa</i>)	Šiuriniai (<i>Cladionaceae</i>)	I – II
42.	Twoflower Violet (<i>Viola biflora</i>)	Našlaitiniai (<i>Violaceae</i>)	I – II
43.	Arctic Kidney Lichen (<i>Nephroma arcticum</i>)	Nefrominiai (<i>Nephromataceae</i>)	I – II
44.	Vilnotoji širmūnė (<i>Recomitrium lanuginosum</i>)	Grimijiniai (<i>Grimmiaceae</i>)	I – II



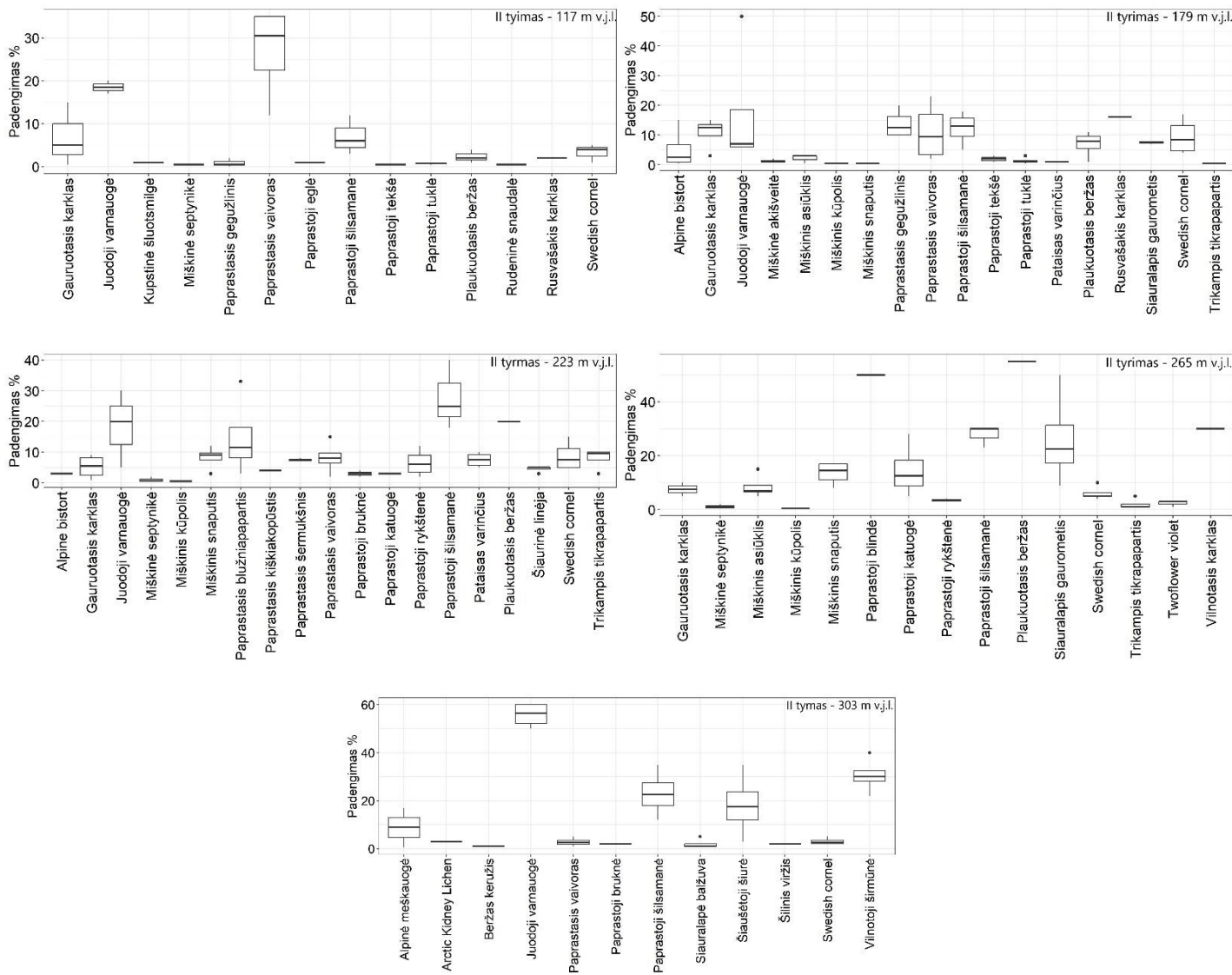
23 pav. I tyrimo augalų rūšių padengimo% duomenų pasiskirstymas 0,5 m atstumu nuo tako pagal aukštį virš jūros lygio



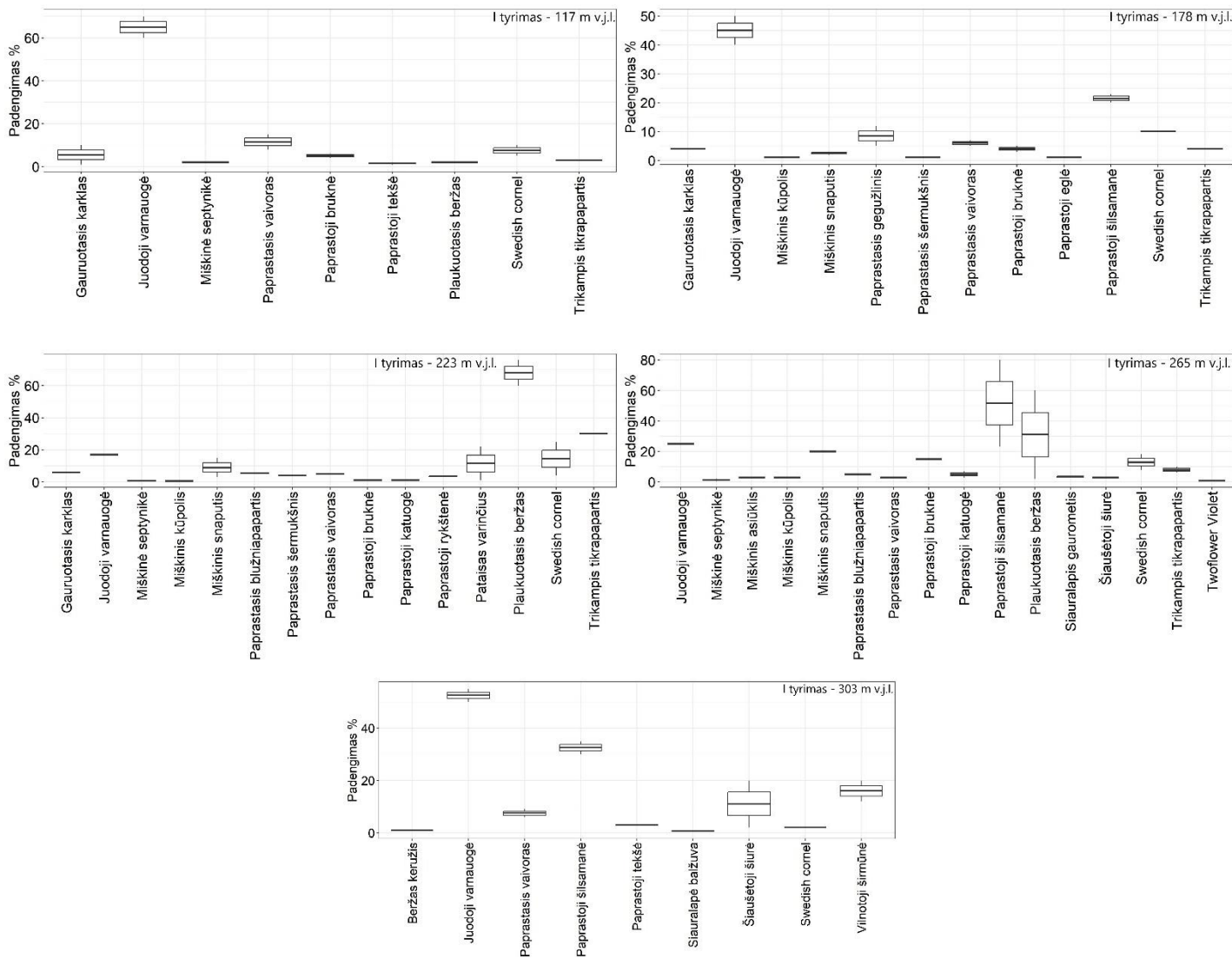
24 pav. II tyrimo augalų rūšių padengimo% duomenų pasiskirstymas 0,5 m atstumu nuo tako pagal aukštį virš jūros lygio



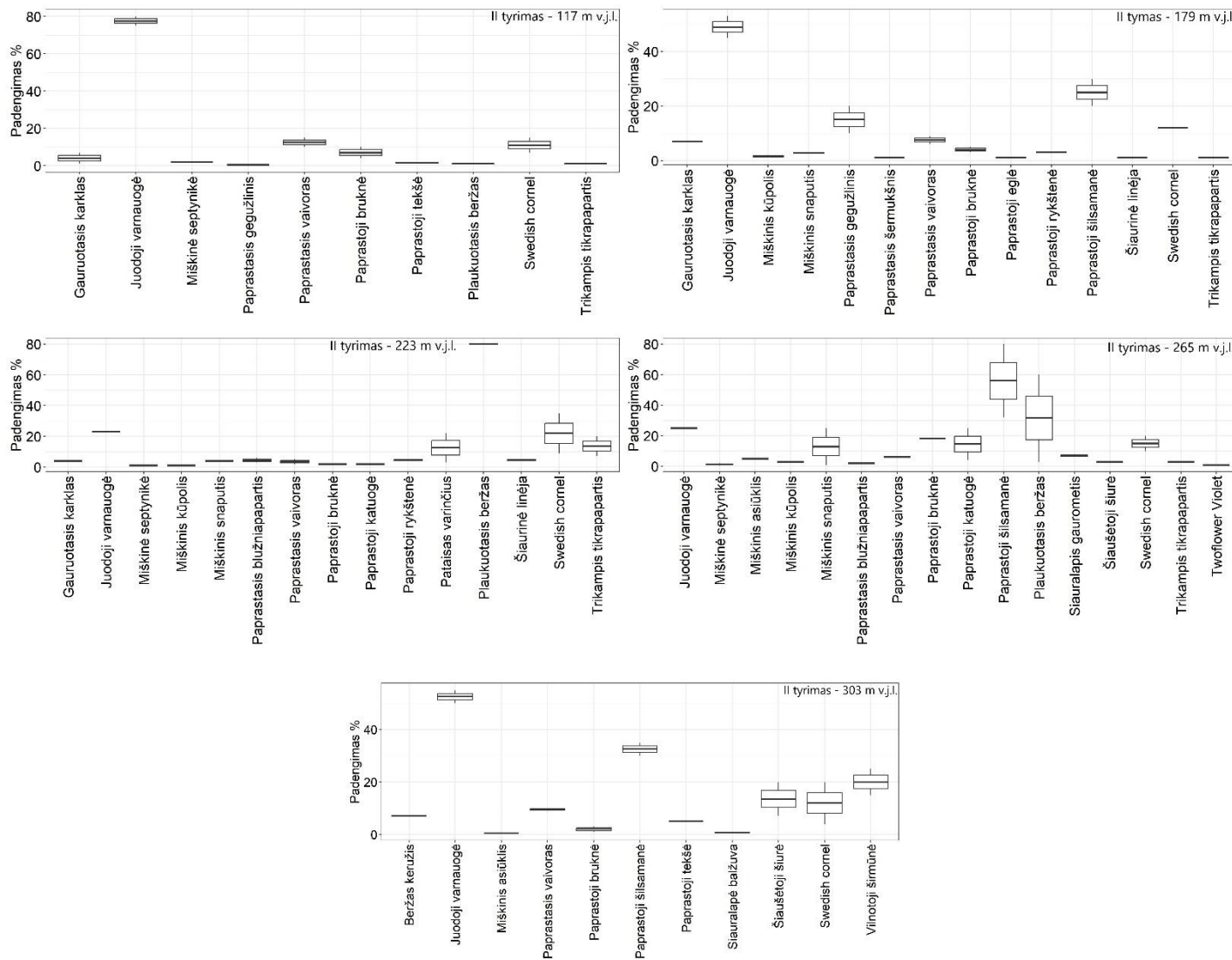
25 pav. I tyrimo augalų rūšių padengimo% duomenų pasiskirstymas 2,5 m atstumu nuo tako pagal aukštį virš jūros lygio



26 pav. II tyrimo augalų rūšių padengimo% duomenų pasiskirstymas 2,5 m atstumu nuo tako pagal aukštį virš jūros



27 pav. I tyrimo augalų rūšių padengimo% duomenų pasiskirstymas 5,5 m atstumu nuo tako pagal aukštį virš jūros lygio



28 pav. II tyrimo augalų rūšių padengimo% duomenų pasiskirstymas 5,5 m atstumu nuo tako pagal aukštį virš jūros lygio

