

Samspil sauðfjárbeitar, umhverfisþátta, tegundasamsetningar og fjölbreytni mólendisplantna

Brynjólfur Brynjólfsson



Landbúnaðarháskóli Íslands
Agricultural University of Iceland

Samspil sauðfjárbeitar, umhverfispáttar, tegundasamsetningar og fjölbreytni mólendisplantna

Brynjólfur Brynjólfsson

60 eininga lokaverkefni sem er hluti af
Magister Scientiarum gráðu í Náttúru- og umhverfisfræði

Leiðbeinendur: Björn Þorsteinsson, Starri Heiðmarsson, Pawel Wasowicz

Náttúra & skógur
Landbúnaðarháskóli Íslands
Hvanneyri, ágúst 2022

Íslenskur titill: Samspil sauðfjárbeitar, umhverfispáttá, tegundasamsetningar og fjölbreytni mólendisplantna

Enskur titill: Interaction between sheep grazing, environmental factors, composition and diversity of heathland plant species

60 eininga lokaverkefni sem hluti af Magister Scientiarum

Höfundarréttur © 2022 Brynjólfur Brynjólfsson

Öll réttindi áskilin

Náttúru- og umhverfisfræði

Náttúra & skógur

Landbúnaðarháskóli Íslands

Hvanneyri

311 Borgarnes

Sími: 433 5000

Skráningarupplýsingar:

Brynjólfur Brynjólfsson, 2022, *Samspil sauðfjárbeitar, umhverfispáttá, tegundasamsetningar og fjölbreytni mólendisplantna*, MS ritgerð, Braut náttúru og skógar, Landbúnaðarháskóli Íslands, 78 bls.

Yfirlýsing

Hér með lýsi ég því yfir að verkefni þetta er byggt á mínum eigin athugunum, er samið af mér og að það hefur hvorki að hluta né í heild verið lagt fram áður til hærri prófgráðu. Öll vinna vegna þessa verkefnis var framkvæmd af mér að undanskildri þurrkun og vigtun jarðvegssýna sem Jófríður Leifsdóttir sá um og greiningu kolefnis- og köfnunarefnishlutfalla í jarðvegssýnum sem María Svavarsdóttir sá um. Verkefnið var styrkt af Byggðastofnun og Erfðanefnd Landbúnaðarins. Færi ég nefndum aðilum bestu þakkir fyrir þeirra framlag.

Nafn nemanda

Ágrip

Vegna hlýnandi veðurfars, umsvifa mannsins og breyttrar landnotkunar eiga sér stað umtalsverðar breytingar í náttúrunni víða um heim. Útbreiðslumörk tegunda færast á hærri breiddargráður og hærri yfir sjávarmál. Nauðsynlegt er að umhverfið sé vaktað og reynt að greina umfang breytinga, orsakir og afleiðingar.

Í þessari rannsókn var tegundasamsetning og tegundafjölbreytni mólendisplantna rannsökuð með tilliti til sauðfjarbeitar. Borin voru saman beitt og óbeitt svæði í úthaga milli 220 og 320 m hæðarlína í Eyjafirði. Óbeitta svæðið hefur verið friðað fyrir sauðfjárbeit í 43 ár og beitta svæðið hefur verið léttbeitt síðustu 30 ár. Jafnframt voru jarðvegseiginleikar rannsakaðir.

Ekki greindist marktækur munur á heildarþekju, tegungdaauði, tegundajafnræði og tegundafjölbreytni mólendisplantna á milli friðaðs og beitts svæðis. Tegundasamsetning svæðanna bar vott um áhrif sauðfjárbeitar. Þekja 7 tegunda var marktækt frábrugðin milli svæðanna og má rekja hluta ástæðunnar til fæðuvals sauðfjár. Þekja smárunna var marktækt meiri á friðuðu en beittu svæði. Þekja plöntutegunda var marktækt breytilegri á beittu svæði.

Ekki var munur á sýrustigi, C og N hlutföllum í jarðvegi milli svæðanna. Samkvæmt línulegu aðhvarfi var C/N hlutfall 13,8 á beittu svæði og 16,1 á friðuðu svæði. Marktæk jákvæð fylgni var milli tegundajafnræðis og C- og N- hlutfalla í jarðvegi á samanlögðum svæðum. Marktæk neikvæð fylgni var milli tegundafjölbreytni og C/N hlutfalls á hvoru svæði fyrir sig.

Mikilvægt er að endurtaka rannsóknir sem þessa með nokkurra ára millibili yfir áratugi til að fá skýrari mynd af framvindu breytinga og orsakasamhengi.

Abstract

Climate change and human activities including land-use are causing changes in nature around the globe. Species range limits are moving to higher latitudes and higher elevation.

Monitoring environmental changes and analysing causes and consequences is essential.

In this research impacts of sheep grazing on heathland plant diversity and composition was studied. Grazed and ungrazed areas between 220 and 320 m altitude in a mountainside in Eyjafjörður, N-Iceland, were compared. Grazing was excluded for 43 years in the ungrazed area and during the last three decades, grazing intensity has been light in the grazed area. Soil properties were also studied.

No significant differences were detected in species abundance, number, diversity and evenness between grazed and ungrazed areas. Differences in plant composition indicated impacts from sheep grazing. Abundance of 7 species was significantly different between areas, partly in accordance with forage preferences by sheep. Dwarf shrub abundance was also significantly higher in the ungrazed area. Species abundance dispersion was significantly higher in the grazed area.

No differences in soil pH, C and N concentrations between areas were detected. According to linear regression, the C/N ratio was 13,8 in the grazed area and 16,1 in the ungrazed area.

Species evenness correlated significantly and positively with soil C and N concentration in combined areas. Species diversity correlated significantly and negatively with soil C/N ratio in each area.

Further research includes monitoring the changes and analysing the causal network.

Lykilorð: Mólendi, sauðfjárbeit, tegundafjölbreytni, jarðvegur, hæð yfir sjávarmáli

Tileinkun

Þessi ritgerð er tileinkuð íslenskri náttúru og íslenskum landbúnaði, ekki síst þeim sem stunda sauðfjárrækt og skógrækt. Megi þessar greinar þrífast hlið við hlið og í bland um ókomin ár. Einnig tileinka ég ritgerðina Reykhúsafólki, Kristnesfólki og Uppsalaafólki almennt en þó sérstaklega eiginkonu minni, Sigríði Huldu Arnardóttur frá Uppsölum og foreldrum mínum, Rósu Sigríði Aðalsteinsdóttur frá Kristnesi og Brynjólfi Ingvarssyni frá Reykhúsum. Þau leituðu ekki langt yfir skammt en fundu þeim mun meira.

Þakkir

Eftirfarandi aðilum er kærlega þakkað fyrir stuðning, aðstoð, leiðbeiningar, liðleika, upplýsingar, yfirlestur og góða viðkynningu við gerð þessa verkefnis:

Leiðbeinendur: Björn Þorsteinsson, Starri Heiðmarsson, Pawel Wasowicz

Ritari: Sigríður Hulda Arnardóttir

Þurrkun, vigtun og greining jarðvegssýna: Jófríður Leifsdóttir og María Svavarsdóttir

Lán á staðsetningartæki og aðstoð við notkun, gerð plöntulista og gagnlegar umræður:
Aðalsteinn Örn Snæþórsson, Sigþrúður Stella Jóhannsdóttir, Sesselja Guðrún Sigurðardóttir,
Yann Kolbeinsson

Núverandi og fyrrverandi jarðeigendur, ábúendur og heimilisfólk Reykhúsa og Kristness,
ýmsar upplýsingar og bókalán: Brynjólfur Ingvarsson, Páll Ingvarsson, Anna
Guðmundsdóttir, Guðrún María Ingvarsdóttir, Helgi Þórsson, Beate Stormo, Bergsveinn
Þórsson og Þór Aðalsteinsson.

Upplýsingar um beitarþunga: Ólafur Vagnsson

Yfirlestur og ábendingar: Brynjólfur Ingvarsson

Styrkveitendur: Byggðastofnun og Erfðanefnd landbúnaðarins

Efnisyfirlit

1. Inngangur	1
1.1 Líffræðileg fjölbreytni	2
1.2 Tegundafjölbreytni	2
1.2.1 Skilgreiningar	3
1.2.2 Mat á tegundafjölbreytni	4
1.3 Íslensk flóra	6
1.4 Mólendi	7
1.5 Sauðfé	9
1.5.1 Fæðuval	9
1.5.2 Beitarálag	12
1.6 Áhrif beitar á plöntusamfélög	13
1.6.1 Áhrif stórra grasbíta á tegundafjölbreytni	14
1.6.2 Áhrif sauðfjár á tegundafjölbreytni	15
1.7 Aðrir þættir sem hafa áhrif á tegundafjölbreytni plantna	17
1.7.1 Útbreiðslumöguleikar	17
1.7.2 Loftslag og hæð yfir sjávarmáli	18
1.7.3 Sólarljós og skygging	19
1.7.4 Jarðvegur	19
1.7.5 Landslag	20
1.7.6 Áföll	21
1.7.7 Ágengar tegundir	21
1.8 Áhrif tegundafjölbreytni plantna á jarðveg	22
2. Markmið	24
3. Aðferð	25
3.1 Rannsóknarsvæði	25
3.1.1 Veðurfar	26
3.1.2 Beitarþungi	27
3.1.3 Gróðurfur og jarðvegur	27
3.1.4 Sjálfsáinn trjágróður	28
3.1.5 Afmörkun	29
3.2 Snið	29
3.3 Feltvinna	31
3.3.1 Útbúnaður	31
3.3.2 Tegundagreining og þekjumæling	31
3.3.3 Hæð yfir sjávarmáli	31
3.4 Jarðvegssýni	32
3.4.1 Efnamælingar	32
3.5 Tölfræðileg úrvinnsla	33
3.5.1 Jöfnur	33
3.5.2 Tölfræðipróf og fjölbreytugreiningar	34

4. Niðurstöður.....	35
4.1 Samanburður á beittu og friðuðu svæði	35
4.1.1 Plöntuþekja	35
4.1.2 Tegundaauðgi	41
4.1.3 Tegundajafnræði.....	42
4.1.4 Tegundafjölbreytni	42
4.2 Samanburður eftir umhverfisfallanda.....	43
4.2.1 Hæð yfir sjávarmáli	44
4.2.2 Sýrustig jarðvegs	46
4.2.3 C, N og C/N hlutföll í jarðvegi.....	48
5. Umræða.....	53
5.1 Samband beitar og plantna	54
5.1.1 Tegundasamsetning	54
5.1.2 Tengsl við fæðuval	56
5.1.3 Tegundafjölbreytni og tegundaauðgi.....	59
5.1.4 Gróðurþekja.....	60
5.2 Samband umhverfisfallanda og plantna	61
5.2.1 Samband hæðar yfir sjávarmáli og plantna	61
5.2.2 Samband sýrustigs í jarðvegi og hæðar yfir sjávarmáli	62
5.2.3 Samband tegundaauðgi og þekju plantna og sýrustigs í jarðvegi	63
5.2.4 Samband sýrustigs, C, N og C/N hlutfalla í jarðvegi	63
5.2.5 Samband tegundafjölbreytni plantna, C, N og C/N hlutfalla í jarðvegi	63
5.3 Mat á beta tegundafjölbreytni.....	65
6. Ályktanir.....	68
7. Heimildaskrá	69
8. Viðaukar	81
8.1 Viðauki 1	81
8.2 Viðauki 2	82
8.3 Viðauki 3	86
8.4 Viðauki 4	87
8.5 Viðauki 5	88
8.6 Viðauki 6	89
8.7 Viðauki 7	94

Íslensk-enskur orðalisti

Andhverfur - Inverse

Auðkenni - Identity

Birgðafjölbreytni - Inventory diversity

Bomsuhanka aðferð – Bootstrap method

Brúnjörð – Brown andosol

Dúi - Buffer

Fervikagreining – Analysis of variance (ANOVA)

Fistúla – Fistula

Fjarvera - Absence

Frumþáttagreining – Principal component analysis

Gnægð – Abundance

Grænkustuðull – Normalized difference vegetation index (NDVI)

Lygri – Logarithm

Heiðarlönd - Heathland

Hlutfall – Proportion

Hlutfallafjölbreytni – Proportional diversity

Íbjúgt - Concave

Jafnræðisvísir – Evenness index

Kúpt - Convex

Líffræðileg fjölbreytni – Biodiversity

Línusnið – Line interception method

Ljóstillífunarstuðull – Photosynthetic active radiation (PAR)

Magnbundin breyta – Quantitative variable

Mismunun, aðgreining – Differentiation

Mismunafjölbreytni – Differentiation diversity

Neðansækni – Bottom-up controls

Norðlægar slóðir – Sub-Arctic

Norðurslóðir - Arctic

Nærvera - Presence

Ofansækni – Top-down controls

Óreiða – Entropy

Safngreining – Meta analysis

Sortujörð - Andosol

Svartjörð – Histic andosol

Svipvísir – Similarity index

Talnaígildi – Numbers equivalents

Tegundaaúðgi – Species richness

Tegundafjölbreytni – Species diversity

Tegundagnægð – Species abundance

Tegundajafnræði – Species evenness

Tegundavelta – Species turnover

Tvíundarbreyta – Binary variable (presence/absence)

Umbreyting - Transformation

Upplýsingakenningin – Information theory

Vasahnífs aðferð – Jackknife method

Velta – Turnover

Veltufjölbreytni – Turnover diversity

Virkar tölur – Effective numbers

Virkni – Functional trait

Votjörð – Gleyic andosol

Þróunarferill - Phylogeny

Myndaskrá

Mynd 1. Samanburðarsvæði. Bls 25.

Mynd 2. Veðurfar á Akureyri 1949-2021. Bls 26.

Mynd 3. Beitarþungi í Eyjafjarðarsveit í hálfa öld. Bls 27.

Mynd 4. Snið B26 á beittu svæði. Bls 30.

Mynd 5. Jarðvegssýni tekið við snið B17 á beittu svæði. Bls 32.

Mynd 6. Meðalþekja plöntuhópa á beittu/friðuðu svæði ásamt staðfráviki. Bls 35.

Mynd 7. Frumþáttagreining á þekju plöntuhópa. Bls 36.

Mynd 8. nMDS greining á þekju tegunda. Bls 37.

Mynd 9. Heildarþekja 40 útbreiddustu tegunda á beittu og friðuðu svæði. Bls 38.

Mynd 10. Lygrísk heildarþekja allra tegunda á beittu og friðuðu svæði. Bls 39.

Mynd 11. Frumþáttagreining á þekju tegunda. Bls 40.

Mynd 12. Frumþáttagreining á þekju plöntuhópa, umhverfisbreyta og fjölbreytnivísa. Bls 43.

Mynd 13. Samband þekju plöntuhópa við hæð y.s.m. á friðuðu svæði. Bls 44.

Mynd 14. Samband þekju plöntuhópa við hæð y.s.m. á beittu svæði. Bls 44.

Mynd 15. Tegundaauði og hæð yfir sjávarmáli. Bls 45.

Mynd 16. Tegundafjölbreytni og hæð yfir sjávarmáli. Bls 46.

Mynd 17. Sýrustig í jarðvegi og hæð y.s.m. Bls 47.

Mynd 18. Samband þekju plöntuhópa við sýrustig í jarðvegi á friðuðu svæði. Bls 47.

Mynd 19. Tegundaauði og sýrustig í jarðvegi. Bls 48.

Mynd 20. C/N hlutfall í jarðvegi á beittu og friðuðu svæði. Bls 49.

Mynd 21. Samband sýrustigs við C hlutfall í jarðvegi. Bls 49.

Mynd 22. Samband tegundaauði og C, N og C/N hlutfalla í jarðvegi. Bls 51.

Mynd 23. Samband tegundajafnræðis og C og N hlutfalla í jarðvegi. Bls 52.

Mynd 24. Samband tegundafjölbreytni og C/N hlutfalls í jarðvegi. Bls 52.

Mynd 25. Ætluð tegundaauði mólendisplanta á beittu/friðuðu svæði. Bls 55.

Töfluskrá

Tafla 1. Meðalþekja plöntuhópa. Bls 35.

Tafla 2. Fjöldi tegunda innan plöntuhópa með meiri útbreiðslu á beittu/friðuðu svæði. Bls 37.

Tafla 3. Heildarþekja 10 útbreiddustu tegunda. Bls 38.

Tafla 4. Meðalþekja tegunda sem voru marktækt útbreiddari á beittu/friðuðu svæði. Bls 39.

Tafla 5. Gamma og alfa tegundaaðgi. Bls 41.

Tafla 6. Beta tegundaaðgi. Bls 41.

Tafla 7. Shannon jafnræði. Bls 42.

Tafla 8. Gamma og alfa fjölbreytni. Bls 42.

Tafla 9. Beta fjölbreytni. Bls 42.

Tafla 10. Þekja plöntuhópa og C, N og C/N hlutföll í jarðvegi. Bls 50.

Tafla 11. Fjöldi sameiginlegra tegunda og tegunda sem fundust eingöngu á beittu/friðuðu svæði. Bls 55.

Jöfnur

Jafna 1. Hill tölur. Bls 4.

Jafna 2. Hlutfallsleg gnægð tegundar. Bls 33.

Jafna 3. Shannon óreiða (Shannon-Weiner vísir) Bls 33.

Jafna 4. Shannon fjölbreytni. Bls 33.

Jafna 5. Shannon óreiða (leidd út frá jöfnu 4). Bls 33.

Jafna 6. Margföldunarregla Whittakers. Bls 33.

Jafna 7. Samlagningarregla (leidd út frá jöfnum 4-6). Bls 33.

Jafna 8. Sörensen svipvísir fyrir tegundaaðgi. Bls 34.

Jafna 9. Sörensen svipvísir fyrir tegundagnægð. Bls 34.

Jafna 10. Shannon jafnræði. Bls 34.

1. Inngangur

Lífheimurinn breytist. Veðurfar breytist, samkeppni ríkir milli lífvera og tegundir færast til. Áhrif mannsins eru mikil (Rockström o.fl., 2009). Rannsóknir sýna að fjölbreytileiki er undirstaða undir tilveru á jörðinni einsog við þekkjum hana, hvort sem litið er til villtrar náttúru eða mannlegs samfélags. Frumgreinar, fæðuöryggi og heilsa mannkyns eru undir breytileikanum komin (Brussaard o.fl., 2010; Gonthier o.fl., 2014; Marselle o.fl., 2021).

Í kjölfar vitundarvakningar um mikilvægi fjölbreytileika var hugtakið líffræðileg fjölbreytni kynnt til sögunnar. Á því grundvallast samningur Sameinuðu þjóðanna um líffræðilega fjölbreytni sem samþykktur var í Rio de Janero 1992 og tók gildi hér á landi árið 1994 (Umhverfis- orku- og loftslagsráðuneytið, 2022a). Markmið samningsins eru sjálfbær nýting náttúruauðlinda og verndun fjölbreytileikans. Ekki hefur reynst auðvelt að skilgreina hugtakið líffræðileg fjölbreytni enda tekur það til alls breytileika innan stofna og milli tegunda jafnt sem búsvæða.

Ljóst er að fjölbreytileika lífheimsins er ógnað. Jarðyrkja og aðrar athafnir mannsins hafa dregið úr svæðisbundinni fjölbreytni um allan heim undanfarnar aldir. Vonast er til að snúa megi þróuninni í landbúnaði við með breyttum áherslum, þar sem meðal annars er litið til eldri búskaparháttanna (Isbell o.fl., 2017; Scherer o.fl., 2018). Hvernig staðið er að þeim breytingum skiptir máli, því einn af þeim þáttum sem geta dregið úr líffræðilegri fjölbreytni plantna eru skyndilegar breytingar á notkun lands. Beitarfriðun getur verið dæmi um það, ef farið er úr langvarandi beit í algjöra verndun (Spiegelberger o.fl., 2006).

Á Íslandi hefur sauðfé fækkað um allt að því helming frá því á 8. áratug síðustu aldar og beitarþungi hefur minnkað eftir því. Í Eyjafjarðarsveit hefur sauðfé fækkað þrefalt, úr um 15.000 vetrarfóðruðum ám í um 5000, á sama tíma. Það vill einnig til að það hefur hlýnað og gróður hefur tekið stakkaskiptum. Tvíkímblöðungar hafa þotið upp og breiðst út, dæmi um það eru víðitegundir, birki, blágresi, jarðarber, hrútaber, rauðsmári, hrafnaklukka, brennisóley, túnfífill, njóli, skógarkerfill og lúpína. Fura sáir sér út og lerki í minna magni. Hversu mikið af gróðurbreytingum skrifast á hlýnun og hversu mikið á beitarslökun er ekki vitað en líklega á stórminnkuð sauðfjárbreit sinn skerf af orsökinni.

Í þessari athugun er reynt að varpa ljósi á samspil sauðfjárbreitar, umhverfisþátta og mólendisgróðurs. Skilgreiningar á tegundafjölbreytni eru bundnar við þessa ritgerð og kunna að vera öðruvísi í öðrum rannsóknum, enda er hugtakið býsna opið.

1.1 Líffræðileg fjölbreytni

Rannsóknir á líffræðilegri fjölbreytni hafa færest í aukana síðustu ár, Sameinuðu þjóðirnar tileinkuðu áratugnum 2011-2020 líffræðilegri fjölbreytni. Ærið verk er að vakta fjölbreytni lífheimsins en til að auðvelda starfið eru svokallaðar vísitengundir skilgreindar sem eiga að gefa upplýsingar um stöðu mismunandi vistgerða.

Samkvæmt samningi Sameinuðu þjóðanna um líffræðilega fjölbreytni nær hugtakið yfir allar tegundir dýra, plantna, sveppa og annarra lífvera, svo sem frumvera og gerla, sem finnast á jörðinni. Undir samninginn falla bæði húsdýr og villt dýr, búsvæði, vistgerðir og vistkerfi, land og haf, erfðabreytileiki og fjölbreytni lífheimsins í allri sinni mynd. (Umhverfis- orku- og loftslagsráðuneytið, 2022a).

Upplýsingar um líffræðilega fjölbreytni skiptast í fjóra flokka, **auðkenni**, **gnægð**, **þróunarferil og þjónustu**. Auðkenni getur til dæmis verið tegund og gnægð verið magn af hverri tegund. Þróunarferill vísar til þróunarfræðilegs skyldleika og þjónusta þýðir hlutverk í því kerfi sem skoðað er. Í þessari athugun verður ekki fengist við þróunarfræðilegan skyldleika en hinir þrír flokkarnir koma allir við sögu.

1.2 Tegundafjölbreytni

Sú venja hefur mótagast að skipta líffræðilegri fjölbreytni upp í alfa, beta og gamma fjölbreytni, sem eru nokkuð opnir og sveigjanlegir flokkar. Alfa og gamma tegundafjölbreytni gefa til kynna hvað er til staðar og í hvaða magni. Þessar matstærðir lýsa einskonar birgðastöðu og mættu kallast einu nafni **birgðafjölbreytni**. Beta fjölbreytni er ólík hinum tveimur, hefur verið kölluð **mismunafjölbreytni** til aðgreiningar frá birgðafjölbreytni og lýsir breytingum í birgðastöðu. Beta fjölbreytni hefur síðan klofnað upp í mismunafjölbreytni og **veltufjölbreytni** sem stundum er kölluð **hlutfallafjölbreytni**, við látum veltufjölbreytni duga hér.

Skiptingin alfa, beta, gamma getur til dæmis verið fjölbreytni innan einstakra svæða (alfa), samanburður milli svæða (beta) og heildarfjölbreytni samanlagðra svæða (gamma). Alfa fjölbreytni er grunneining, lýtur að svæði eða sniði á tilteknum tíma, til dæmis einu vistkerfi eða hluta þess. Beta fjölbreytni getur verið samanburður milli vistkerfa, eða samanburður á svæðum innan vistkerfis, til dæmis eftir náttúrulegum fallanda eins og hæð yfir sjávarmáli. Beta getur einnig verið breytingar á alfa fjölbreytni yfir tímabil. Gamma fjölbreytni er heildar fjölbreytni þeirra svæða eða tímabila sem borin eru saman. Möguleg leið til að skoða alfa, beta og gamma fjölbreytni er að framkvæma fervikagreiningu á tegundaauðgi, þar sem alfa er breytileiki innan hópa, beta er breytileiki milli hópa og gamma er heildarbreytileiki.

Framan af var alfa tegundafjölbreytni gjarnan metin út frá tegundaauði, með því að telja fjölda tegunda innan svæða og samanburður á meðaltegundafjölda jafngilti beta tegundafjölbreytni. Tegundafjöldi einn og sér felur þó ekki í sér nægar upplýsingar til að bregða ljósi á tegundafjölbreytni eins og hún er oft skilgreind í dag, meira þarf til.

Á seinni tímum hefur hlutfallslegt magn tegunda verið tekið inn í jöfnuna, sem gefur til kynna jafnræði milli tegunda. Magn hverrar tegundar er hægt að meta út frá fjölda einstaklinga, lífmassa eða þekju, svo dæmi séu nefnd. Hvaða leið sem farin er, má hafa í huga að tegundir eru misjafnar að stærð, lögun, massa og einstaklingsfjölda, hvort sem þær eru í sterkri eða veikri stöðu, eða í nokkurskonar jafnvægi þar á milli. Útreikningar á hlutfallslegu magni tegunda eru því ekki endanlegt mat á hvort tiltekið vistkerfi er í jafnvægi eða ekki, eða hvort fullkomið jafnræði ríkir milli tegundanna, heldur einfaldlega mat á stöðunni eins og hún er þá stundina. Menn hafa þó horfið frá því hin síðari ár að tala um jafnvægi vistkerfa, framþróun og breytingar eru eðlilegt ástand. Það mikilvægasta í mati á tegundafjölbreytni er að velja aðferð sem nær vel utan um þá vistgerð sem skoðuð er og að sömu aðferðum sé beitt á samanburðarsvæðum.

Sá viðtekni háttur kann að hljóma sérkennilega að tala um samanburð á alfa fjölbreytni tveggja svæða sem fjölbreytni (beta), eins og gert verður í þessari ritgerð. Enn undarlegra kann að þykja að bera saman beta fjölbreytni innan eins svæðis við beta fjölbreytni annars svæðis, það er, skoða „beta-beta fjölbreytni“, eins og dæmi eru um og verður einnig gert hér. En ef svæðin tvö eru ekki eins, þá fela þau í sér breytileika sín á milli. Þann breytileika er hægt að meta á ýmsan hátt og með margvíslegum reikniaðferðum, meðal annars háð því hvernig skilgreiningum og mati á alfa og beta fjölbreytni er háttað.

1.2.1 Skilgreiningar

1.2.1.1 Grunnhugtök

Tegundaauði = Fjöldi tegunda

Tegundagnægð = Magn af hverri tegund

Tegundajafnræði = Hlutfallslegt magn tegunda

Tegundafjölbreytni = Fjöldi og hlutfallslegt magn tegunda

1.2.1.2 Alfa, beta og gamma tegundafjölbreytni

Alfa tegundafjölbreytni er fjöldi og hlutfallslegt magn tegunda innan svæða

Beta tegundafjölbreytni er breytileiki í tegundafjölbreytni milli svæða.

Gamma tegundafjölbreytni er fjöldi og hlutfallslegt magn tegunda á samanlögðum svæðum.

1.2.2 Mat á tegundafjölbreytni

Allnokkur hringlandi hefur verið með notkun hugtaka sem varða tegundafjölbreytni (Tuomisto, 2010). Til dæmis eru Shannon vísir, Shannon-Weiner vísir og Shannon óreiða allt nöfn á sama hugtaki og stundum er Shannon fjölbreytni ruglað við þessi nöfn, en það er önnur matstærð.

1.2.2.1 Alfa tegundafjölbreytni

Hægt er að leiða af einni jöfnu þær þrjár matstærðir sem algengastar hafa verið við mat á alfa tegundafjölbreytni, það er S (tegundaauðgi), Shannon vísir og Simpson vísir (Anderson o.fl., 2011; Daly o.fl., 2018; Jurasinski o.fl., 2009). Allar matstærðirnar tilheyra fjölskyldu óreiðuvísa sem kallast Hill tölur og eru skilgreindar með eftirfarandi jöfnu:

Jafna 1

$${}^qD = \left(\sum_{i=1}^S p^q \right)^{1/(1-q)}$$

Þar sem D er fjölbreytni, S er tegundaauðgi, p er hlutfallsleg gnægð og q (stig) er tala ≥ 0 . Ef q er = 0 er ${}^0D = S$. Þegar q $\rightarrow 1$ er markgildi af ${}^1D = \exp(\text{Shannon óreiða})$. Ef q er = 2 er 2D = andhverfur Simpson vísir, sem jafngildir 1/Simpson vísir (Jost, 2007; Tuomisto, 2010). Eftir því sem q er hærra, eykst næmni fyrir tegundagnægð, algengari tegundir fá aukið vægi (Daly o.fl., 2018; Jost, 2007). Eftir því sem q er lægra minnkar næmnin að sama skapi. Jöfnuna innleiddi M.O. Hill (1973) inn í vistfræðina. Hann nýtti almennt óreiðulögmál Alfréd Rényi (1961), sem er hluti af Upplýsingakenningunni, sem Claude E. Shannon setti upphaflega fram 1948. Upplýsingakenningin og Shannon óreiða þar með, sótti efnivið meðal annars í 19. aldar varmafræði og óreiðulögmál Boltzman og Clausius (Legendre og Legendre, 2012).

Notkun Shannon og Simpson vísa í vistfræðirannsóknnum hefur sætt nokkurri gagnrýni fyrir þær sakir að vísarnir lýsa breytingum í vistkerfum ekki nógu vel (Daly o.fl., 2018; Jost, 2007). Sem dæmi má nefna að ef tegundafjölbreytni er skoðuð yfir tímabil og tegundum fækkar um helming, þá lækka vísarnir lítið sem ekkert í prósentum talið. Lausnin felst í því að breyta vísunum í svokölluð **talnaígildi** eða **virkar tölur**. Í tilfelli Shannon vísis er það gert með því að hefja e í Shannon óreiðu veldi ($\exp(\text{Shannon óreiða})$), það er, nota Hill tölu formið, sem er táknað 1D og kallað Shannon fjölbreytni. Shannon óreiða (H) vex **lygrískt** en Shannon fjölbreytni (1D) vex línulega með línulega auknum tegundafjölda, í það minnsta í gögnum úr þessari athugun, það má hafa í huga (sjá viðauka 7).

Í þessari rannsókn voru 0D (tegundaauðgi), 1D (Shannon fjölbreytni) og H (Shannon óreiða) notuð til að skoða alfa fjölbreytni. Tegundagnægð var metin út frá þversniði af þekju tegunda.

Shannon óreiða og -fjölbreytni voru valdar fram yfir Simpson vísi sem gefur algengari tegundum meira vægi eins og fyrr segir. Ekki þótti ástæða til að gefa tegundum með mikla þekju aukið vægi í þessari athugun. Sumar plöntutegundir vaxa meira upp á við, svo sem runnar og blómjurtir, á meðan smárunnar vaxa gjarnan meira lárétt. Þekjumat tekur ekki tillit til hæðar og því hefði líklega verið ástæða til að auka vægi lágþekjuhópa til að vera ekki of langt frá hlutfallslegum lífmassa, heldur en hitt. Það er til dæmis spurning hvort raunhæft sé og ástæða er til að nota $0 < q < 1$ í rannsóknum sem þessari, til dæmis $q = \frac{1}{2}$ (sjá viðauka 1).

1.2.2.2 Beta tegundafjölbreytni

Fyrir hverja skilgreiningu á alfa fjölbreytni eru ýmsar aðferðir fyrir hendi til að meta betafjölbreytni. Einnig eru til allnokkrar leiðir sem eru óháðar skilgreiningu á alfa. Úr mörgum kostum er að velja til að meta beta fjölbreytni eins og hún er skilgreind hér að framan og var reynt að beita nokkuð fjölbreyttum aðferðum við það í þessari rannsókn.

Tilraunir hafa verið gerðar til að samræma táknfræði og flokkun þeirra fjölmörgu skilgreininga sem til eru á beta fjölbreytni (Anderson o.fl., 2011; Jost, 2007; Jurasinski og Koch, 2011; Tuomisto, 2010). Skiptar skoðanir eru á því hvort þær eiga að vera einfaldar, skýrar og íhaldssamar (Tuomisto, 2010) eða opnari og framsæknari (Anderson o.fl., 2011). Rök einföldunarsinna eru að falin orsakatengsl milli alfa og beta geti leynst í opnari skilgreiningum, sem brjóta í bága við margföldunarreglu Whittakers ($\text{Gamma} = \text{Alfa} \times \text{Beta}$) (Jost, 2007) og að samkipti um og skilningur á beta tegundafjölbreytni verði betri með einföldum skilgreiningum (Jurasinski og Koch, 2011; Tuomisto, 2010). Rök opnunarsinna eru þau að mikilvægar upplýsingar geti tapast ef skilgreiningar eru of einfaldar (Anderson o.fl., 2011) og að með víðari skilgreiningu gefist möguleiki á tilgátuprófun á orsökum tilurðar og viðhalds beta fjölbreytni í vistkerfum (Legendre og De Cáceres, 2013). Allgott yfirlit yfir flokkun skilgreininga og aðferða gefa meðal annars Jurasinski og Koch (2011). Menn virðast sammála um að skipta megi beta fjölbreytni í tvo flokka, þar sem annar flokkurinn er mismunafjölbreytni en hinn flokkurinn er ýmist kallaður veltufjölbreytni eða hlutfallafjölbreytni (Anderson o.fl., 2011; Jurasinski o.fl., 2009; Legendre og De Cáceres, 2013).

Veltufjölbreytni er flokkur aðferða þar sem beta fjölbreytni er reiknuð beint út frá alfa og gamma. Aðferðirnar lýsa breytingum eftir umhverfisfallanda eins og til dæmis hæð yfir sjávarmáli (Anderson o.fl., 2011; Jurasinski o.fl., 2009). Til að kanna marktækni breytinga er til dæmis notað línulegt eða ólínulegt aðhvarf.

Mismunafjölbreytni er flokkur fjölbreytuaðferða, sem eru óháðar alfa og gamma og gera ekki endilega ráð fyrir umhverfisfallanda. Fjölbreytuaðferðirnar byggja á fylkjum sem geta verið byggð á svipvísnum eins og Jaccard eða Sørensen, eða evklíðskri fjarlægð milli breyta í margvíðu hnitakerfi (Anderson o.fl., 2011; Bacaro o.fl., 2012). Breyturnar geta verið tvíundarbreytur (tegundaauðgi) eða magnbundnar breytur (tegundagnægð).

Í þessari rannsókn voru beitt svæði og friðað svæði borin saman, með og án skilgreininga á alfa og beta. Samanburður milli svæða á þekju einstakra tegunda, þekju plöntuhópa, Shannon fjölbreytni, tegundaauðgi og tegundajafnræði var framkvæmdur með tölfræðiprófi. Veltufjölbreytni milli svæða var skoðuð út frá margföldunarreglu Whittakers og innan svæða með aðhvarfsreikningum. Svipur svæða var skoðaður með svipvísnum og prófaður með Anosim prófi. Mismunafjölbreytni milli svæða var einnig skoðuð með fjölbreytugreiningum. Fyrir frumpáttagreiningu á þekju tegunda var tölum umbreytt með Hellinger umbreytingu, sem þykir raunhæfur kostur (Legendre og Gallagher, 2001). Bray-Curtis umbreyting er algengur kostur og var henni beitt á þekju plöntutegunda fyrir nMDS greiningu. Permdisp-próf var notað til að kanna hvort marktækur munur var á breytileika í þekju tegunda milli svæða. Permdisp er óparametrískt og sambærileg við Levene's próf (Anderson, 2001, 2006; Anderson o.fl., 2006) og nauðsynlegur undanfari permanovu. Permanóva er ó/hálf-parametrísk útgáfa af fervikagreiningu (Anderson, 2014).

1.2.2.3 Gamma tegundafjölbreytni

Bæði 0D (tegundaauðgi), 1D (Shannon fjölbreytni) og H (Shannon óreiða) voru notuð í þessari rannsókn til að meta gamma tegundafjölbreytni. Tegundagnægð var sem fyrr metin út frá þekju tegunda.

1.3 Íslensk flóra

Gróður, grasbítar og kjötætur fylgdu í kjölfar hopandi ísaldarjökuls í lok síðasta jökulskeiðs á meginlandi Norður-Evrópu, hluti gróðursins barst svo áfram hingað. Erfðafræðirannsóknir sýna að íslenskar plöntur eru einkum skyldar norskum plöntum en einnig breskum (Hörður Kristinnsson, 2015). Fyrstu grasbítar, svosem hreindýr voru komin til Skandinavíu fyrir 12.500 árum (Aaris-Sørensen o.fl., 2007), elgir voru í Noregi fyrir 9000 árum (Grondahl o.fl., 2010), maðurinn fyrir 11.000 árum (D'Anjou o.fl., 2012) og sauðfé á bronsöld (Rast-Eicher og Bender Jørgensen, 2013). Þó aðstæður í Noregi og Bretlandi hafi löngum verið hagstæðari plöntum en aðstæður á Íslandi, er ekki fjarstæðukennt að álykta að sú flóra sem hingað barst hafi verið orðin ágætlega aðlöguð beit.

Fátt bendir til að plöntur hafi lifað hér af á síðasta jökulskeiði og hefur íslenska flóran því að öllum líkindum borist hingað á síðustu 10.000-15.000 árum (Hörður Kristinsson, 2015; Þóra Ellen Þórhallsdóttir, 2010), þrátt fyrir að jökulsker séu talin hafa staðið upp úr ísaldarjöklinum þegar hann var þykkastur, meðal annars á Tröllaskaga (Hreggviður Norðdahl o.fl., 2012). Rannsóknir á frjókornum og plöntuleifum í setkjörnum sýna að flestar tegundir voru komnar fyrir 4.000-11.000 árum. Ýmsar nytjaplöntur eru taldar hafa borist hingað með landnámsmönnum og bústofnum þeirra, en sumar þeirra voru hér fyrir landnám (Hörður Kristinsson, 2015).

Íslenska æðplöntuflóran telst fremur tegundasnauð samanborið við nágrannalöndin, ef frá eru taldar staraætt og steinbrjótsætt. Aðeins ein trjátegund, ilmbjörk, hefur náð að mynda hér skóga síðustu 10.000 ár. Einir er eina innlenda barrtrjátegundin, furur og greni hafa ekki komist af sjálfsdáðum til landsins, þrátt fyrir að finnast víða í barrskógabeltinu austan og vestan Íslands (Hörður Kristinsson o.fl., 2019).

1.4 Mólendi

Í Norð-Vestur Evrópu urðu til fyrir 4000 árum svokölluð **heiðarlönd** sem skírskota meðal annars til íslensks mólendis en þau geta þó einnig verið lítt gróin svæði. Talið er að heiðarlöndin hafi mótast af skógarhöggi, húsdýrabeit, bruna, torfskurði og öðrum athöfnum mannsins (Hjelle o.fl., 2010; Webb, 1998). Hugsanlega hefur skógarhulan sem fyrir var ekki verið mjög þétt og þær plöntur sem síðar einkenndu heiðarlöndin verið til staðar inn á milli trjálunda. Úr varð tegundaríkt plöntusamfélag sem einkenndist af lágvöxnum gróðri, svo sem smárunnum. Síðustu 200 árin hafa þessi svæði minnkað um 80%, vegna breyttrar landnotkunar (Pywell o.fl., 2011). Nú er svo komið að vistgerðir þessar teljast í hættu og hafa verið settar á valista (De Graaf o.fl., 2009). Síðustu áratugi hafa verið gerðar tilraunir með endurheimt heiðarlandanna. Ýmislegt hefur verið reynt, allt frá því að flytja heiðargróður í fyrrum ræktað land, yfir í að skafa efsta og frjósamasta hluta jarðvegsins af, til þess skapa aðstæður sem henta mólendisplöntum (Pywell o.fl., 2011). Einnig hefur húsdýrabeit verið notuð í þeim tilgangi að líkja eftir aðstæðum sem kunna að hafa verið til staðar áður en maðurinn hóf að yrkja heiðarlöndin (Bokdam og Gleichman, 2000). Jarðvegur ósnortinna heiðarlanda er næringarefnasnauður og fremur súr, pH<6 (De Graaf o.fl., 2009).

Jarðvegur íslensks mólendis einkennist af sortujörð, getur verið svartjörð, votjörð, brúnjörð eða blanda af þessu öllu. Svartjörðin er kolefnisríkust og myndast þar sem raki er meiri, votjörð hefur nokkurt kolefni og myndast við minni raka, brúnjörð er kolefnissnauðust og myndast þar sem er þurrast. Áfoksefni eru minnst í svartjörð, meiri í votjörð og mest í brúnjörð. Sýrustig

Þessara jarðvegsflokka eru á bilinu $6 < \text{pH} < 7$, svartjörðin er súrust, brúnjörðin basískust (minnst súr) (Ólafur Arnalds og Hlynur Óskarsson, 2009). Kortlagning jarðvegsgerða byggir á mælingum á eiginleikum jarðvegs og á gróðurfari sem þykir yfirleitt endurspegla jarðvegsgerðir vel.

Til eru nokkur flokkunarkerfi á íslensku gróðurfari. Samkvæmt Vistgerðaflokkun Náttúrufræðistofnunar Íslands (Vistgerðaflokkun NÍ) þekja mólendisvistgerðir um 18.500 km², moslendisvistgerðir um 9.200 km² og graslendisvistgerðir um 4.400 km², nokkur óvissa er þó um flatarmál þessara vistgerða (Jón Gunnar Ottósson o.fl., 2016). Allir þrír flokkarnir koma við sögu í þessari athugun, enda blandast þeir saman í náttúrunni og mynda mósaík eins og gróðurflokkar gera almennt (Fanneý Ósk Gísladóttir o.fl., 2014).

Vistgerðaflokkun NÍ skiptir mólendi í tíu vistgerðir, graslendi í sjö og moslendi í þrjár. Þrjár af tíu mólendisvistgerðum þarfnast verndar samkvæmt Bernarsamningnum (Umhverfis- orku- og loftslagsráðuneytið, 2022b), sex af sjö graslendisvistgerðum og ein af þremur moslendisvistgerðum, samtals tíu af tuttugu, eða önnur hver vistgerð (Jón Gunnar Ottósson o.fl., 2016). Af þessum tíu sem þarfnast verndar finnast níu á svæðinu sem skoðað var í þessari rannsókn.

Mólendi er stærstur þeirra gróðurflokka sem hafa samfellda gróðurhulu og teljandi jarðveg, en bróðurpartur Íslands er hinsvegar gróðursnauður. Sá hluti er gjarnan kallaður auðnir en hefur þó verið flokkaður upp í mismunandi vistgerðir. Hluti auðnanna hefur áður fyrr verið gróskumeiri (Arnalds, 2000), mólendi og skóglendi hafa þakið hluta þeirra. Náttúrulegir birkiskógar eru nú um 1.500 km² að flatarmáli en kunna að hafa verið á bilinu 25.000 - 40.000 km² fyrir landnám (Arnór Snorrason o.fl., 2016). Jafnframt er talið að meirihluti svæða sem eru vel gróin í dag, svo sem mólendi, hafi verið skógi eða kjarri vaxin áður fyrr. Mikill jarðvegur hefur tapast og talið er að á bilinu 120-500 milljónir tonna af lífrænu jarðvegsbundnu kolefni hafi glatast úr íslenskum jarðvegi síðustu þúsund ár, þar af helmingurinn í formi koltvíoxíðs (Óskarsson o.fl., 2004). Ástæðurnar eru taldar vera kuldaskið, eldgos og ofbeit.

Undanfarna áratugi hefur gróður sótt í sig veðrið víða um land. Náttúrulegt birki hefur breitt úr sér, ekki síst á beitarfriðuðum svæðum, svo sem í Þórsmörk (Arnór Snorrason o.fl., 2016). Þar hefur birki sáð sér yfir flestar gerðir af gróðurlendum, meðal annars mólendi (Áslaug Jóna Rafnsdóttir, 2020). Á Skeiðarársandi er þessi misserin að myndast einn stærsti birkiskógur á landinu, allhratt á lítt beittum svæðum, einnig á minni hraða á þyngra beittum svæðum (Bryndís Marteinsdóttir o.fl., 2007). Gróðurfarsbreytingar á Íslandi fyrir tímabilið 1982-2010 hafa verið metnar með grænkustuðli sem reiknaður er út frá gögnum frá gervitunglum. Fyrsta áratuginn

var stuðullinn nokkuð hár á landsvísu, næstu tíu árin lægri og síðasta áratuginn nálægt núlli eða neikvæður ef eitthvað var. Heilt yfir áratugina þrjá jókst grænka mest vestanlands. Þessar breytingar hafa verið tengdar við hlýnun og minni beit (Raynolds o.fl., 2015).

1.5 Sauðfé

Ýmis fjárkyn hafa mótast á heimsvísu frá því sauðfjárrækt hófst í Frjósama hálfmánanum austan Miðjarðarhafs fyrir 10.000-12.000 árum (Baird o.fl., 2018; Deng o.fl., 2020). Sauðfé hefur verið ræktað vegna kjötsins og til framleiðslu á mjólk, skinnum og ull. Aðskilin fjárkyn hafa mótast vegna mismunandi áherslna í ræktun og vegna aðlögunar að ólíkum aðstæðum, svo sem að mismunandi loftslagi og hæð yfir sjávarmáli. Til dæmis finnast sérstök háfjallagen í sauðfé í Tíbet og Eþíópíu (Edea o.fl., 2019; Wei o.fl., 2016). Í Norður-Evrópu hafa stuttrófukyn varðveitt lítinn dindil, á meðan langrófukyn hafa breitt úr sér annarsstaðar, sérlega aðlöguð að erfiðum aðstæðum með varaforða í þykkri rófu (Deng o.fl., 2020).

Íslenska sauðkindin er af stuttrófukyni, nánustu ættingjar hennar eru Færeysku og Grænlenku fjárkynin og forn fjárkyn í Noregi og Skotlandi. Íslenska kynið hefur verið ræktað vegna kjöts, ullar, mjólkur og skinna og er smávaxnara en yngri fjárkyn (Ross o.fl., 2016).

Erfðir tengdar litum og sjúkdómum, svo sem riðu, hafa verið talsvert rannsakaðar í íslensku fé, en ekki er vitað til að háfjallagen finnist hér. Íslenska sauðkindin á þó býsna digra innistæðu í erfðabanka sínum, þar á meðal forystukyn sem ekki er vitað til að finnist í öðrum fjárstofnum í heiminum (Jón Viðar Jónmundsson o.fl., 2015). Kannski má segja að það sé andsvar við háfjallafé í Tíbet, því íslenskt forystufé er vel aðlagað lífi á fjöllum, veðurnæmt, ratvíst og gætt forystuhæfileikum (Ásgeir Jónsson, 1953). Erfðaeiginleikar þess eru óumdeildir en sérstök forystugen hafa þó ekki fundist (Erfðanefnd landbúnaðarins, 2019).

1.5.1 Fæðuval

Sauðfé er af ættbálki klaufdýra, undirættbálki jórturdýra og sem slíkt stundar það næringarnám til vaxtar og viðhalds og jórtrar eins og það á kyn til. Helstu skýringar á fæðuvali jórturdýra, samkvæmt Provenza (1995) eru:

- 1) skynbragð á innihald næringarefna, með þef- og bragðskyni
- 2) bragðgæði fódurs
- 3) bygging jórturdýrs, svo sem líkamshæð, munnpartar og meltingarvegur
- 4) endurgjöf frá meltingarkerfi

1) Þeir sem fylgst hafa með atferli sauðfjár við fæðunám taka fljótt eftir því að það fyrsta sem sauðkind gerir yfirleitt áður en hún innbyrðir nýja fæðutegund, er að reka granirnar í fæðuna. Þefskynið kann að veita upplýsingar um næringarinnihald, bragðgæði, eða hvorttveggja. Sauðfé lærir trúlega mest af eigin reynslu við fæðuval.

Einnig læra lömb af móður hvað á að éta og hvað á að forðast, samkvæmt atferlisrannsókn Önnu Guðrúnar Þórhallsdóttur (1989). Sauðfé sækist eftir fæðu með háu hlutfalli af próteinbundnu köfnunarefni, líklega vegna þess að það flýtir fyrir niðurbroti próteina (Cosgrove o.fl., 1999).

2) Ásamt næringarefnum finnast ýmis varnarefni gegn afáti í plöntum, bæði bragðefni og eiturefni. Rannsóknir sýna að sauðfé bregst við þessu með því að éta frekar fjölbreytt eitraða fæðu í minni skömmtum en einsleitt eitraða fæðu í stærri skömmtum til að geta lágmarkað skaðann af eitrunu og aukið inntöku (Burritt og Provenza, 2000). Það virkar að því gefnu að eiturtegundir vinni ekki saman, heldur óháð hver annarri og að varnir meltingarkerfis gegn þeim séu aðskilin ferli.

3) Vegna smæðar sinnar á sauðfé auðveldara með að velja milli plantna heldur en stærri jórturdýr. Það kemur sér vel þar sem sauðfé á erfiðara með að melta gróft og trefjaríkt fæði en til dæmis nautgripir og þarf því að geta valið bestu bitana úr (Demment og Van Soest, 1985; Rook o.fl., 2004).

4) Sýnt hefur verið fram á að endurgjöf frá meltingarkerfi getur til dæmis stjórnað af styrk uppleystra efna í meltingarkerfi (Forbes o.fl., 1992) eða með boðum gegnum lifrartaug vegna styrks propíonata sem eru mikilvægur orkugjafi fyrir jórturdýr og samsvara glúkósa í fæðu dýra með einfaldari meltingarveg (Anil og Forbes, 1988).

Fæðuval sauðfjár á Íslandi hefur talsvert verið rannsakað í gegnum tíðina, ekki síst út frá gróðurrannsóknnum á Auðkúluheiði. Beitt svæði hafa verið borin saman við friðuð svæði sem ýmist eru afgirt eða óaðgengileg fyrir sauðfé af náttúrulegum orsökum. Út frá samanburði á svæðum með tilliti til gróðursamsetningar og beitarummerkja er svo ályktað um fæðuval sauðfjár. Einnig hefur saursýnum verið safnað til greininga, sem og hálsopssýnum með svokölluðum **fistúlum** og þá hafa beinar atferlisrannsóknir verið framkvæmdar. Hér verður lítillega greint frá nokkrum helstu frá því um og eftir 1980.

Sumarið 1979 skoðaði Ingibjörg Svala Jónsdóttir (1984) tegundasamsetningu plantna í óbeittum hólma í Lómatjörnum á Auðkúluheiði í um 430 m hæð yfir sjávarmáli og bar saman við sambærileg beitt svæði í nágrenninu. Samanburðurinn benti til að sauðfjárbeit hafi einkum

haldið niðri vexti víðitegunda, hávaxinna blómplantna eins og blágresis, maríustakks, túnfífls og brennisóleyjar, en síður lyngtegunda svo sem bláberjalyns og krækilyngs. Áburður frá fuglalífi í hólmanum kann þó að hafa haft einhver áhrif á niðurstöður rannsóknarinnar.

Rannsókn á sauðfjárbreit í skóglendi fór fram sumrin 1980-’82, í Stálpastaðaskógi og Hallormsstaðaskógi. Fyrir beit virðist lággróðurinn hafa borið einkenni ríks mólendis. Þekja tegunda var mæld að vori og hausti og hálsopssýnum safnað. Víðitegundum var nánast útrýmt strax á fyrsta sumri, blómjurtir voru mikið bitnar og vinsældir bláberjalyns og birkis komu á óvart (Ingvi Þorsteinsson o.fl., 1984).

Sigþrúður Jónsdóttir (1989) rannsakaði fæðuval sauðfjár og hrossa á útjörð í Geldingaholti í Gnúpverjahreppi sumarið 1987. Fæðuval var skoðað með beinum atferlisathugunum og með saurgreiningu. Beitar svæðið einkenndist af þursaskeggsmóa, graslendi og mýrlendi. Mest var étið af grasi, einkum língresi og ilmreyr en minna af tún- og blávingli og bugðupunti. Sneytt var hjá snarrótarpunti, reyrgresi og hálmgresi. Einnig sóttu ærnar nokkuð í ýmsar blómjurtir, kló- og vallelftingu en lítið í hálfgrös.

Í rannsókn Borgþórs og Sigurðar Magnússona (1992) á sauðfjárbreit og gróðri á Auðkúluheiði sumarið 1987 var tíðni plantna borin saman við tíðni beitarummerkja. Samkvæmt niðurstöðum þeirra voru slíðrastör og smjörgras með hlutfallslega vinsælustu plöntum, þá vallarsveifgras, fjallavíðir og titulíngresi. Þessar plöntur voru mikið bitnar miðað við hve fátíðar þær voru. Hlutfallslega óvinsælli tegundir, en algengari, voru kornsúra, fjallasveifgras og stinnastör. Þessar plöntur voru vinsælastar í léttbeittu hólfi. Í þyngra beittum hólfum hvarf slíðrastör og kornsúran jók hlutfallslegar vinsældir sínar. Geldingahnappur og axhæra voru algengar og jukust vinsældir þeirra með auknum beitarþunga, hið sama má segja um túnvingul og holtasóley. Í léttbeittu og meðalbeittu hólfi var fjalldrapi sniðgenginn en í þungbeittu varð hann nokkuð vinsæll. Algengar tegundir sem voru alveg sniðgengnar óháð beitarþunga voru músareyra, lambgras, beitieski, krækilyng og brjóstgras.

Heilt yfir ber rannsóknnum saman um að grastegundir séu mikilvægasta fæða sauðfjár þar sem þeirra nýtur við og að tiltekna tegundir blómplantna séu ekki síður vinsæl fæða. Trjákenndari tegundir verða vinsælli eftir því sem líður á sumarið og kemur fram á haust. Hálfgrös eru mikilvæg en ekki eins vinsæl og grastegundir og vinsælustu blómjurtir. Stinnastör er mögulega ein af mikilvægari beitarplöntum, þar sem hún er harðger, þolir beit vel og þrífst víða.

Niðurstöðum ofangreindra rannsókna og fleiri slíkra hefur verið safnað saman og útbúinn listi yfir plöntur, flokkaðar eftir vinsældum til átu, miðað við árstíma (Árni Brynjar Bragason, 2013).

Slíkir vinsældalistar hafa síðan verið lagðir til grundvallar mati á beitarálagi og ástandi lands vegna sauðfjárbeitar (Árni Bragason, e.d.; Sigprúður Jónsdóttir, 2010).

1.5.2 Beitarálag

Beitarálag miðast við fjölda beitardýra á magn þurrefnis í uppskeru að lokinni beit (Ólafur R. Dýrmundsson, 1989). Hvort sauðfjárbeit veldur gróðri álagi fer einkum eftir fjórum þáttum: 1) beitarþunga, 2) árstíma, 3) ástandi og halla lands og 4) tegundasamsetningu plantna.

1) Beitarþungi, það er fjöldi beitardýra á flatareiningu, hefur mikil áhrif á beitarálag sem vex með veldisvexti eftir því sem beitarþungi vex (Ólafur R. Dýrmundsson, 1989).

2) Árstími getur haft áhrif á beitarálag. Ef beitt er of snemma að vori er hætt við að ungplöntur séu mest bitnar vegna þess hve prótínríkar þær eru. Það getur dregið úr endurnýjun og viðkomu tegunda. Betra er því að bíða uns gróður er kominn sæmilega af stað áður en fé er sleppt á beit (Archer og Andrés Arnalds, 1982).

3) Ástand lands miðast við framleiðni vistkerfis, uppskeru og virkni, svosem hringrás næringarefna og líffræðilega fjölbreytni. Eftir því sem skor þessara þátta er hærra er ástandið betra og þanþol kerfisins meira gagnvart beitarálagi (Ólafur Arnalds o.fl., 2003).

Halli lands veldur auknu beitarálagi, einkum gagnvart stórgripum þegar tíðarfarar er blautt, ekki síst á vorin og haustin. Lárétt land er þolnara gagnvart traðki (Ólafur Arnalds o.fl., 2003).

4) Tegundasamsetning plantna hefur áhrif á beitarálag. Plöntutegundir þola beit misvel, grös þola til dæmis yfirleitt meira en blómjurtir sökum þess hve vaxtarhluti plöntunnar er vel varinn (Ólafur Arnalds o.fl., 2003). Hálfgrös eru sömu náttúru og grös hvað þetta varðar og þola beit almennt vel. Sauðfjárbeit hefur til dæmis jákvæð áhrif á stinnastör, samkvæmt rannsókn Ingibjargar S. Jónsdóttur á rótarsprotum plöntunnar (1991), sem fór fram á Hnausheiði í Hrunamannaafretti í 270 m hæð og á Auðkúluheiði í 470 m hæð. Þar sýndi sig að beitin styrkir samkeppnisstöðu tegundarinnar sem þolir vel mismikla beit í mismikilli hæð. Eftir því sem plöntur eru viðkvæmari fyrir beit eykst beitarálagið.

Plöntur eru missterkar og þola misvel traðk, elftingar og mosar eru einna viðkvæmust fyrir traðki. Slíkar plöntur geta notið stuðnings og verndar sterkbyggðari plantna, séu þær til staðar.

Sé beitarálag allmikið og langvarandi, velur beit fyrir minna lystugum plöntum sem verða meira áberandi, eins og lýst er í kafla 1.3.1 hér að framan. Að jafnaði eru bestu bitarnir étnir fyrst og þeir verstu síðast. Það má nota til að útbúa plöntuvísa sem gefa til kynna hvert beitarálagið er, eins og fyrr var getið (Ólafur Arnalds o.fl., 2003). Ef farin eru að sjást beitarummerki á

þursaskeggi og finnungi í íslensku mólendi, má gera ráð fyrir að besta beitin sé búin og beit farin að ganga nærri öðrum gróðri (Andrés Arnalds, 1986).

Við beitarfriðun snýst ferlið að einhverju leyti við, vinsælar beitartegundir birtast á ný og vaxa jafnvel í skjóli af óvinsælum sterkbyggðum tegundum (Oosterheld og Oyarzábal, 2004). Smám saman verða lágvaxnar óvinsælar tegundir minna áberandi og þar sem stórvaxnar plöntur ná yfirhöndinni, geta þær smærri jafnvel horfið. Rannsókn á áhrifum 47 ára beitarfriðunar á gróðurfari í Húsafellsskógi sýndi að hálfgrös, svo sem þursaskegg og móasef, hopuðu við friðun. Þursaskegg hvarf á endanum (Björn Þorsteinsson og Anna Guðrún Þórhallsdóttir, 2003, 2011). Á meðan stóðu starir í stað, sem og beitieski, túnvingull, sveifgrös og língresi. Ilmreyr og geitvingull hopuðu og lógresi hvarf. Á meðal tvíkímblöðunga efldust víðitegundir, birki, krækilyng og bláberjalyng, nokkrar blómtegundir stóðu í stað en beitleyng hopaði og blóðberg hvarf. Tegundum fækkaði úr 30 í 24.

Hætta er á að alfriðun í kjölfar ofbeitar valdi einsleitum gróðri, hávaxnar tegundir breiða úr sér og vissar tegundir eiga það jafnvel til að yfirtaka plöntuvistkerfið meira og minna, í það minnsta tímabundið. Samkvæmt skýrslu Náttúrufræðistofnunar og Landgræðslunnar (2010) er til dæmis talið líklegt að skyndileg og hröð útbreiðsla skógarkerfils á Íslandi sé tilkomin vegna minni beitar og vegna hlýnunar. Slíkar breytingar geta gerst með vaxandi hraða eftir að þær fara í gang. Það sýnir til dæmis bandarísk rannsókn á loftmyndum af fyrrum beitarsvæði í Klettafjöllum, sem hafði verið friðað í 62 ár, þar sem þekja runnagróðurs hafði aukist með veldisvexti (Formica o.fl., 2014). Svæðið hafði áður verið nauðbeitt af sauðfé.

Hér á landi bættust 59 æðplöntutegundir við náttúrulega flóru á tímabilinu 1967-2013, tvær þeirra flokkuðust sem ágengar árið 2013, skógarkerfill og lúpína (Wasowicz o.fl., 2013). Fleiri hafa gerst ágengar síðan þá og sumar breiðst út með veldisvexti, nýjasta dæmið er stormþulur, *Senecio pseudoarnica* (Wasowicz og Alm, 2022), sem var fluttur til landsins 1968. Þessar breytingar hafa einkum verið tengdar við hlýnun loftslags (Wasowicz o.fl., 2013) en það má einnig velta því fyrir sér hvort of hratt hafi verið dregið úr sauðfjárbætti (Mynd 3).

1.6 Áhrif beitar á plöntusamfélag

Tvær megin kenningar hafa verið uppi um hvað ræður stofnstærð lífvera í mismunandi þrepum fæðupýramíða. Annarsvegar er það hugmyndin um **ofansækni** í formi afáts, þar sem kjötæta étur plöntuætu sem étur plöntu og kjötætan stjórnar og heldur vistkerfi í jafnvægi. Hin hugmyndin er **neðansækni** í formi frumframleiðslu, planta nærir plöntuætu sem nærir kjötætu og plantan stjórnar og heldur vistkerfinu í jafnvægi. Tengd fyrri hugmyndinni er

oddatölukenningin sem segir að jafnvægi haldist ef fjöldi fæðuþrepa hleypur á oddatölum en ekki sléttum tölum, annars geti plöntuætur fjölgað sér um of og gengið á plöntuforðann, grunninn að fæðupýramíðanum. Ýmsar rannsóknir styðja kenninguna um ofansækni og oddatölukenninguna. Oksanaen o.fl. (1981) skoðuðu mismunandi módel af samverkan kjötæta, grasæta og frumframleiðenda og báru saman við raunveruleg dæmi úr ýmsum rannsóknum. Niðurstaða þeirra var að þar sem frumframleiðsla er lítil, hafa grasbítar mikil áhrif á plöntustofna en eftir því sem framleiðslan er meiri og stofnar grasæta stærri, eykst hlutverk kjötæta í stofnstærðastjórnun. Beschta og Ripple (2009) rannsökuðu áhrif úlfa á neðri þrep fæðukeðjunnar í N-Ameríku. Fjölgun úlfa hamlaði offjölgun elgs, afleiðingin var aukin viðkoma plantna og vistkerfi í jafnvægi. Sauðfjárbreitar- og fæðuvalsrannsóknir sem vitnað er til í köflum 1.5.1 og 1.5.2 hér að framan, styðja flestar kenninguna um ofansækni.

Samkvæmt nýlegum safngreiningum eru sterkar vísbendingar á heimsvísu um að lífmassi og viðkoma plantna stjórna af ofansækni grasbíta en tegundajafnræði og tegundaauðgi mun síður (Jia o.fl., 2018). Margar rannsóknanna sem þar er vísað í byggjast á hrygglausum grasbítum.

Samkvæmt öðrum safngreiningum geta plöntur einnig stjórnað neðan frá og haft áhrif á grasbíta, til dæmis með vörnum gegn afáti (Rodríguez-Castañeda, 2013). Neðansækni er einnig fólgin í því að tegundaauðgi plantna styður undir tegundaauðgi hrygglausra frjóbera (Kral-O'Brien o.fl., 2021) sem aftur borgar sig beint til baka og viðheldur úrvali plantna fyrir grasbíta.

Svo virðist sem áhrif neytenda og frumframleiðenda á tegundafjölbreytni séu gagnvirkir þættir og háðir hver öðrum (Worm o.fl., 2002).

1.6.1 Áhrif stórra grasbíta á tegundafjölbreytni

Í náttúrunni deila grasbítar af öllum stærðum og gerðum sömu svæðum og leggja sitt af mörkum til vistkerfa, ýmisst sem fæða fyrir afætur eða með áhrifum á gróður. Í landbúnaði eru mismunandi tegundir grasbíta einnig oft saman á beit um allan heim. Áhrif grasbíta felast einkum í því að fjarlægja lífmassa, breyta næringarefnaforða, físisku umhverfi og samkeppnisstöðu plantna (Mulder, 1999). Ofbeit getur þó dregið úr fjölbreytni plantna (Perea o.fl., 2014).

Hér á landi eru hross og sauðfé gjarnan saman á beit og benda rannsóknir til að það geti gagnast gróðri þar sem fæðuval tegundanna er all ólíkt (Sigbrúður Jónsdóttir, 1989). Dæmi eru um sauðfé og nautgripir saman í beitarhólfum en sjaldgæfara er að hross og nautgripir séu höfð saman í hólum. Fjölbreytt samsetning grasbíta getur verið gagnleg umhverfinu, til dæmis unnið gegn útbreiðslu óæskilegra plöntutegunda í beitalandi (Ian og Roger, 1996).

Rannsóknir á áhrifum húsdýrabeitar á gróður endurspegla fjölbreyttar samsetningar grasbíta ágætlega, stundum er aðgreint milli tegunda og stundum ekki. Aðstæður eru eins ólíkar og rannsóknir eru margar. Heilt yfir sýna niðurstöður að húsdýrabeit eykur frekar tegundaauðgi plantna heldur en hitt, einkum á rökum svæðum (Gao og Carmel, 2020). Áhrif beitar eru einnig háð hnattstöðu, meiri áhrifa gætir á plöntur á hærri breiddargráðum en lægri, vegna styttra vaxtarskeiðs plantna eftir því sem norðar og sunnar dregur (Mulder, 1999).

Samkvæmt Sebastiá (2008) og Kapfer og Popova (2021) getur sauðfé ásamt nautgripum viðhaldið tegundafjölbreytni plantna á jafn ólíkum svæðum og í Pyreneafjöllum og á Murmansk svæðinu. Athugun Sebastiá leiddi í ljós að nautgripabeit viðhélt breytileika plöntusamfélaga og sauðfjárbreit örvaði vöxt plantna með hátt verndargildi. Rannsókn Kapfer og Popova á graslendi á Murmansk svæðinu sýndi að sauðfé og nautgripir viðhéldu tegundafjölbreytni, eftir 90 ára friðun hafði grastegundum fækkað en smárunnum og runnum fjölgað.

Nautgripir einir og sér geta viðhaldið tegundafjölbreytni, eins og dæmin sanna í Ísrael (Sternberg o.fl., 2000), í Kaliforníu (Beck o.fl., 2015), á endurheimtu fyrrum ræktarlandi í Þýskalandi (Gilhaus o.fl., 2014) og á heiðarlöndum í Galísíu á Spáni, þar sem einnig var þó sýnt að ofbeitt olli tegundafækkun sjaldgæfra plantna (Fagúndez, 2016). Ofbeitt nautgripa olli einnig aukinni tegundafábreytni á Paleacian steppunni í Ungverjalandi (Török o.fl., 2018).

Rannsóknir á hrossabeit á heiðarlöndum í Galísíu sýndu ýmist að hrossin höfðu engin áhrif (Fagúndez, 2016), eða að þau höfðu jákvæð áhrif á tegundaauðgi plantna, bitu eldfima runna og drógu þannig úr hættu á gróðureldum og sköpuðu lífsrími fyrir smávaxnari tegundir (López o.fl., 2017).

Samanburður á slætti og húsdýrabeit til fjörutíu ára í Íranska hluta Kúrdistans sýndi að tegundafjölbreytni var meiri á beitta svæðinu en slegna svæðinu. Slættinum var líkt við ofbeitt, svæðið var þurr (Karami o.fl., 2021).

Í athugun Merdas og félaga (2017) í Alsír sýndi sig að sameiginleg sauðfjár-, geita- og nautgripabeit dró úr fjölbreytni einærra blómplantna en ekki fjölærra, beitin hafði þó áhrif á lífmassa þeirra.

1.6.2 Áhrif sauðfjár á tegundafjölbreytni

Rannsóknir á áhrifum sauðfjárbeitar á tegundafjölbreytni plantna hafa farið fram um víða veröld við ólíkar aðstæður. Í niðurstöðum þeirra má þó greina samhljóm. Svo virðist sem áhrifin felist einkum í því að minnka lífmassa plantna, fremur en tegundafjölbreytni sem annaðhvort viðheldur sér eða eykst með hæfilegri sauðfjárbreit. Ofbeitt eða friðun geta dregið úr

tegundafjölbreytni. Friðun getur einnig aukið tegundagnægð tiltekinna plöntuhópa og tegundafjölbreytni innan hópanna þar með en ekki endilega heildar tegundafjölbreytni plantna. Allt er þetta háð beitarþunga og aðstæðum, getu gróðurs til að vaxa, sem aftur er komið undir frjósemi jarðvegs, raka- og hitastigi.

Samkvæmt rannsókn de Bello (2007) jók sauðfjárbreit tegundafjölbreytni á rökum svæðum en ýmist viðhélt eða minnkaði tegundafjölbreytni á þurrum svæðum á Norðaustur-Spáni.

Osem og félagar (2006) skoðuðu samband sauðfjárbreit og tegundafjölbreytni í Ísrael og komust að því að beit dró úr gróðurhulu og lífrænum leifum, hjálpaði þannig spírun fræja og vexti unglantna. Ef frjósemi jarðvegs var takmarkandi þáttur fylgdust fræbanki jarðvegs og gróðurhula að, hvað tegundafjölbreytni snerti. Þegar frjósemi jarðvegs var ekki takmarkandi þáttur og frumframleiðsla var mikil, fylgdust fjölbreytni fræbanka og gróðurhulu ekki að nema þar sem beit dró úr gróðurhulu og ýtti þar með undir tegundafjölbreytni plantna.

Áhrif beitarfriðunar hefur víða verið rannsökuð. Mavromihalis og félagar (2013) komust að því að tegundaauði plantna minnkaði í graslendi við þriggja ára beitarfriðun í Ástralíu. Athugun á beitarfriðun í mið-Noregi sýndi að beit hélt niðri þekju hálfgrasa, þrátt fyrir lítið beitarálag. Friðun hafði ekki áhrif á tegundaauði en tegundagnægð (þekja) jókst og þar með tegundafjölbreytni hálfgrasa (Blæsterdalen, 2018).

Samspil beitar og frjósemi jarðvegs hefur verið skoðuð. Í rannsókn sem náði yfir 15 ára tímabil í skosku hálöndunum jókst tegundafjölbreytni plantna með sauðfjárbreit (Pakeman o.fl., 2019). Breytingar gerðust hraðar í frjósömu en ófrjósömu landi. Vikje (2020) fékk aftur á móti þá niðurstöðu að sauðfjárbreit í norsku fjalllendi hafði engin áhrif á tegundafjölbreytni hvort sem áburður var notaður til að auðga jarðveginn eða ekki.

Í rannsókn Mulloy og félaga (2021) á sauðfjárbreit á Auðkúluheiði kom í ljós að beit dró úr lífmassa plantna og vann gegn áhrifum áburðar á uppsöfnun lífmassa. Friðun gagnvart beit ásamt áburðargjöf dró úr tegundaauði á grónu svæði en ekki á lítt grónu svæði. Rannsóknin stóð yfir í fjögur ár.

Langtímabreit gegn sauðfjárbreit á lítt grónu landi leiddi til mismunandi útkomu samkvæmt rannsóknum Sigurðar H. Magnússonar og Kristínar Svavarsdóttur (2007). Framvindan fór eftir jarðvegsgerð, loftslagi og hæð yfir sjávarmáli. Þar sem skilyrði voru erfið, til dæmis í rýrum jarðvegi, gat beit hindrað uppgræðslu. Þar sem þau voru góð leiddi hæfileg beit til aukins tegundafjölda háplantna.

Langtímafriðun í skóglendi getur leitt til tegundafækkunar, eins og komið hefur fram (Björn Þorsteinsson og Anna Guðrún Þórhallsdóttir, 2011).

Áhrif sauðfjárbeitar á framandi plöntur virðast lítið hafa verið skoðuð, þó finnast dæmi um það. Í nýlegri bandarískri rannsókn kom í ljós að sauðfé át hlutfallslega meira af framandi plöntum en innlendum plöntum, ef beitt var til skamms tíma (Masin o.fl., 2018).

1.7 Aðrir þættir sem hafa áhrif á tegundafjölbreytni plantna

1.7.1 Útbreiðslumöguleikar

Samkvæmt eyjakenningu MacArthur og Wilson ræðst tegundafjöldi eyja af stærð og fjarlægð frá meginlandi og tímalengd einangrunar. Ísland er eyja út í miðju hafi, næsti nágranni er eyjan Grænland sem er jarðfræðilegur hluti af Ameríku. Íslenska flóran er þó meira evrópsk en amerísk enda er evrópska meginlandið nær Íslandi en það ameríska. Á Íslandi eru tæplega 500 æðplöntutegundir (Þóra Ellen Þórhallsdóttir, 2010), þar af örfáar trjá- og runnategundir enda eru fræ trjátegunda alla jafna þyngri en fræ annarra æðplantna og eiga erfiðara með að ferðast yfir úthaf (Hörður Kristinsson o.fl., 2019).

Eyjakenningin hefur verið útvíkkuð og yfirfærð á einangruð svæði í landslagi, svosem jökulsker og fjallstoppa. Einangrun er ekki bara háð fjarlægð frá fræuppstrettu, heldur geta ríkjandi vindáttir, farfuglar og hafstraumar haft áhrif á hvert fræ berast (Gillespie o.fl., 2012).

Áferð á laufþaki gróðurs hefur áhrif á frædreifingu. Því óreglulegra sem það er þeim mun meiri líkur eru á að fræ berist um með vindi. Slétt yfirborð gróðurs dregur úr vindborinni frædreifingu, fjölbreyttur gróður ýtir meira undir frædreifingu en einsleitur gróður (Bohrer o.fl., 2008).

Sumar plöntur dreifa ekki vindbornu fræi, heldur nýta aðrar leiðir, svosem þeytikraft, vatn, fræætur eða feld dýra. Lúpína er ágætt dæmi um plöntu sem dreifir fræi með þeytikrafti, fyrir vikið dreifir hún sér allajafna ekki langt þó hún geti einnig nýtt flotkraft vatns. Ýmsar plöntur dreifa sér mest með jarðrenglum og fara fremur hægt yfir, gott dæmi er húsapuntur (Hörður Kristinsson o.fl., 2019).

Tegundafjölbreytni svæðis á tilteknum tíma er þannig meðal annars háð því hvaða gróður er á svæðunum í kring, í hvaða stefnu og fjarlægð fræuppsprettur eru, hvort sá gróður er herra eða lægra í landslagi og hvort straumvatn, vindar, fuglar og frjóberar eru líkleg til að bera fræ og frjókorn inn á svæðið.

1.7.2 Loftslag og hæð yfir sjávarmáli

Tíminn sem liðinn er frá síðasta jökulskeiði, ásamt þeim umhverfishita sem ríkt hefur síðan þá við mismunandi breiddargráður, á sinn þátt í að móta plöntusamfélög jarðar í nútímanum. Bæði hafa vistkerfi nálægt miðbaugi haft lengri tíma til að þróast og haft meiri sólarorku á hverjum tímapunkti til að ýta undir framleiðni, heldur en vistkerfi á hærri breiddargráðum (Þóra Ellen Þórhallsdóttir, 2010). Afleiðingin er sú að á lægri breiddargráðum er tegundafjölbreytni að jafnaði mikil, en minnkar eftir því sem sunnar og norðar dregur (Kreft og Jetz, 2007).

Plöntur keppa um ljós (Finnoff og Tschirhart, 2009) og næringu úr jarðvegi (Craine og Dybzinski, 2013). Vatn og koltvísýringur eru plöntum ekki minna nauðsynleg, en plöntur keppa þó síður um þessar nauðsynjar. Nóg er af koltvísýringi í andrúmsloftinu og vatn er annaðhvort í boði eða ekki, plöntur keppa frekar um að komast af án þess (Craine og Dybzinski, 2013). Þær tegundir sem hafa víðari þolmörk gagnvart raka geta vaxið á þurrari eða blautari svæðum en þær sem hafa þrengri þolmörk. Plöntutegundir hafa einnig mismunandi þolmörk gagnvart umhverfishita. Trjátegundir eru til dæmis næmar fyrir breytingum í hitastigi (Dufour-Tremblay o.fl., 2012). Smárunnar, runnar og tré sem mynda langlífán ofanjarðar hluta, ólíkt til dæmis grösum, hálfgrösum og blómjurtum, þurfa stoðefni til að viðhalda vextinum og þar leikur lífefnið lignín lykilhlutverk sem byggingarefni. Samband er milli lignín myndunar í frumuveggjum og hitastigs, með lakkandi hitastigi dregur úr lignínmyndun (Gindl o.fl., 2000). Hitastig fellur línulega með hæð yfir sjávarmáli, að jafnaði um 0,4 - 0,7°C fyrir hverja 100 metra hækkun (McCain og Grytnes, 2010). Þannig takmarkast vaxtargeta trjákenndra tegunda með hæð. Þar sem þéttir skógar hylja neðri hluta fjallshlíða, er tegundafjölbreytni æðplantna gjarnan mest við skógarmörkin (Grytnes, 2003; Naud o.fl., 2019), en lækkar eftir því sem ofar dregur vegna minni framleiðni vistkerfis og einnig eftir því sem neðar dregur vegna meiri samkeppni (Naud o.fl., 2019).

Á sama hátt takmarkast vaxtargeta trjátegunda með kólnandi loftslagi eftir því sem dregur nær pólunum. Útbreiðslumörk tegunda virðast þó bæði vera að færast frá miðbaugi og herra yfir sjávarmál vegna loftslagshlýnunar með ófyrirséðum afleiðingum fyrir tegundafjölbreytni. Grasbítar geta mögulega haft áhrif á þessari þróun (Aune o.fl., 2011).

Skógarmörk virðast vera að hækka vegna hlýnandi loftslags á norðlægum slóðum, hérlandis bæði vegna hlýnunar og minni sauðfjárbætur (Arnór Snorrason o.fl., 2016; Grigoriev o.fl., 2022; Wöll, 2008). Útbreiðsla runnategunda er mögulega að aukast á norðurslóðum vegna hlýnunar en tegundafjölbreytni plantna virðist ekki ógnað enn sem komið er (Bjorkman o.fl., 2020; Taylor o.fl., 2020). Í Austurrísku Ölpunum hefur tegundaauðgi plantna aukist í

fjallshlíðum, að öllum líkindum vegna hlýnunar en friðun gagnvart húsdýrabeit getur haldið aftur af aukningunni (Kaufmann o.fl., 2021). Í Skandinavíu virðast hreindýr geta haldið aftur af aukinni útbreiðslu trjákenndra tegunda upp fjallshlíðar og til norðurs (Horstkotte o.fl., 2017).

1.7.3 Sólarljós og skygging

Plöntur keppa um ljós og þurfa að finna heppilegan milliveg milli mikils lífmassa og þess að breiða úr laufpaki sem skyggir á þær sjálfar og nágrannaplöntur (Finnoff og Tschirhart, 2009). Stórvaxnar plöntur skyggja á þær minni og byrgja fyrir sólarljós með þeim afleiðingum að lágvaxnari tegundum fækkar. Craine og Orians (2004) fundu út að þéttur furuskógur getur dregið úr **ljóstillífunarstuðli** um allt að 94% og útilokað nánast allar aðrar plöntutegundir. Í íslenskri rannsókn Ásrúnar Elmarsdóttur o.fl. (2011) á áhrifum skógræktar á tegundaauðgi, kom í ljós að plöntutegundum fækkaði til muna þar sem skógarnir voru þéttastir á myrkvaskeiði. Birki- og barrskógur á mismunandi framvinduskeiði voru bornir saman við beitt mólendi.

1.7.4 Jarðvegur

Jarðvegur ræður miklu um gróðurfar. Þykkt jarðvegs, vatnsleiðni, sýrustig, næringargildi, til dæmis C/N hlutfall og N/P hlutfall eru þættir sem hafa áhrif á viðgang plantna.

Þykkum jarðvegi fylgir gjarnan meiri næring og betri vatnsleiðni. Æðplöntur taka raka úr jarðvegi og fyrir þær er vatnsleiðni jarðvegs því mikilvæg. Frumstæðari hópar eins og fléttur og mosar eru svotil óháðar jarðvegi, eru það sem kallast misvotar (e. poikilohydric), það er taka rakann úr umhverfinu.

Sýrustig hefur áhrif á efnaskipti í jarðvegi og næringarupptöku plantna (Þorsteinn Guðmundsson, 2003). Plöntur þrífast best við hlutlaust sýrustig, pH~7, en þola misvel súrari eða basískari jarðveg (Msimbira og Smith, 2020). Eftir því sem lífrænt kolefni í jarðvegi er hlutfallslega meira er hann gjarnan súrari, ágætt dæmi um það er íslenskt votlendi (Ólafur Arnalds og Hlynur Óskarsson, 2009). Þar sem langvarandi ræktun hefur átt sér stað getur jarðvegur verið nokkuð súr (Barak o.fl., 1997) og er því gerður basískari með áburði til að bæta hann.

Jarðveg má líka bæta á fleiri vegu. Þannig sýndi frjáls beit nautgripa í 15-20 ár á fyrrum ræktuðu landi í Þýskalandi að C/N hlutfall lækkaði, meltanleiki plantna jókst og einnig fjölbreytni plantna, þar sem nautgripabeitin var mest (Gilhaus o.fl., 2014). Beitarfriðun gagnvart húsdýrum olli hinsvegar kolefnisuppsöfnun í jarðvegi og lækkuðu sýrustigi (pH), en hafði engin áhrif á niturinnihald í kínverskri athugun Wang og félaga (2014).

Langvarandi sauðfjárbætur virðist geta dregið úr lífrænum efnum í jarðvegi (Ingibjörg Svala Jónsdóttir, 1984). Kolefnis- og köfnunarefnishlutfall hefur þó mælst hærra á þungbeittum svæðum en friðuðum og léttbeittum (Borgþór Magnússon og Sigurður H. Magnússon, 1992).

Hlutfall kolefnis og köfnunarefnis (C/N) segir til um gæði jarðvegs. Hlutfall á bilinu 12-18 telst gott ástand og hagstætt plöntum, sem þurfa þá ekki að keppa við jarðvegsörverur um köfnunarefni (Þorsteinn Guðmundsson, 2003).

Þykkt jarðvegs getur haft áhrif á hvort plöntur leggi meira í ofanjarðar- eða neðanjarðarhluta. Plöntur fjárfesta frekar í löngum rótum ef jarðvegur er grunnur og næringarsnauður en stuttum rótum ef jarðvegur er djúpur og næringarríkur (Schenk, 2008). Fyrir vikið tekur það lengri tíma fyrir plöntur að breiða úr sér ofanjarðar í grunnum jarðvegi en djúpum. Samkeppni milli plantna ofanjarðar er því minni í grunnum og næringarsnauðum jarðvegi. Tíðni sjaldgæfra plantna er í öfugu hlutfalli við næringargildi jarðvegs (Fagúndez, 2016).

Kornastærð hefur áhrif, leirkenndur jarðvegur er þéttur í sér og gerir plönturótum erfiðara fyrir að vaxa. Of grófkornóttur jarðvegur er að sama skapi erfiður rótum sem eiga erfiðara með að finna næringu. Li og félagar (2018) fundu fylgni milli tegundafjölbreytni plantna og jarðvegseiginleika, einkum fosfórmagns og kornastærðar í þurru landi.

Þar sem kjöraðstæður fyrir plöntur ríkjá í jarðvegi verður samkeppni milli plantna um lífsrými meiri en í verri jarðvegi. Næringarríkur jarðvegur stuðlar til dæmis að fáum hraðvaxta plöntutegundum í graslendi og dregur úr tegundaaðgi (Critchley o.fl., 2002).

Hvort beit stuðlar að heilbrigðum jarðvegi og um leið hæfilegri keppni milli plantna og mögulega aukinni tegundafjölbreytni, eða gróðureyðingu og fábreytni, getur verið háð beitarálagi. Jarðvegurinn sjálfur getur rýrnað og **sína** minnkað vegna ofbeitar, samkvæmt niðurstöðum Schönbach og félaga (2011) í rannsókn í innri Mongólíu. Þar sem jarðvegur er lítill getur ofbeit aukið fábreytni með gróðureyðingu (Sigurður H. Magnússon og Kristín Svavarsdóttir, 2007). Á hinn bóginn er fjölbreyttum gróðri heiðarlanda viðhaldið í ofauðguðum jarðvegi með hæfilegri beit (Bokdam og Gleichman, 2000).

1.7.5 Landslag

Íbjúgt landslag er að jafnaði hagstæðara gróðri, þar sem styttra er niður á grunnvatn og raki jarðvegs þarafleiðandi meiri, heldur en kúpt landslag (Moeslund o.fl., 2013). Halli og hallastefna eru sömuleiðis mikilvæg, því meiri halli, þeim mun þurrara (Ostendorf og Reynolds, 1998). Hallastefna skiptir máli vegna ríkjandi vindáttar, meðalhita og snjósöfnunar og meira væsir um kúpt landslag en íbjúgt (Mörsdorf o.fl., 2021). Fjölbreytt landslag skýrir ágætlega

breytilega tegundaauði innlendra plöntutegunda (Irl o.fl., 2015; Räsänen o.fl., 2016). Í nýlegri rannsókn Mörsdorf og félaga (2021), þar sem borin voru saman áhrif sauðfjárbættar og landslags á tegundaauði plantna á Vestfjörðum og Norðurlandi, kom í ljós að áhrif 60 ára bættarfríðunar voru engin, en áhrif af fjölbreyttu landslagi voru nokkur.

1.7.6 Áföll

Öskufall getur valdið gróðureyðingu og haft þannig áhrif á tegundafjölbreytni plantna. Áhrifin eru háð öskumagni, veðri, hæð og þroskastigi plöntu og fráhrindigetu yfirborðs hennar. Því hávaxnari planta þeim mun minni hluti hennar fer undir ösku og vindar ná betur til hennar. Því sléttara og vaxkenndara yfirborð laufs þeim mun verr tollir askan á plöntunni. Gróft yfirborð, svo sem barnálaknippi, á verr með að hreinsa sig en slétt laufblað. Vindar hjálpa til við hreinsun, en feykja einnig ösku upp í skafla. Regn getur hert þykkari öskulög þannig að þau verði nánast eins og steypa, á hinn bóginn getur regn einnig hreinsað burtu þynnri öskulög. Þroskaðar blómjurtir þola öskuna verr en óþroskaðar (Ayrís og Delmelle, 2012).

Í gosi í Veiðivötnum 1477 og Skaftáreldum 1783 barst mikil aska yfir Fljótsdalshérað sem eyddi miklu skóglendi og öðrum gróðri, samkvæmt fornum heimildum og nýlegum frjókornamælingum. Um aldamótin 1800 voru hávöxnustu skógar horfnir á Héraði, hæstu tré nokkrum áratugum síðar voru 3 m há. Eftir Öskjugosið 1875 og kuldatíðina sem þá ríkti voru skógar nálægt útrýmingu. Sauðfjárbætt og skógarnyttjar munu einnig hafa átt sinn þátt í þessum skógareyðingum (Sverrir A. Jónsson o.fl., 2012).

Gróðureldar valda einnig gróðureyðingu og hafa áhrif á tegundafjölbreytni plantna. Í rannsókn á áhrifum endurtekinna skógarelda á gróður yfir 30 ára tímabil í Wyoming, kom í ljós að eldar ollu minni tegundaauði, minni þekju innlendra tegunda en meiri þekju framandi tegunda (Mahood og Balch, 2019).

Miklir gróðureldar urðu á Mýrum 2006 og voru áhrif þeirra á lífríkið rannsökuð árið eftir. Svæðið var einkum þakið barnamosa, lyngi og runnum fyrir bruna og var borið saman við sambærileg óbrunnin svæði í nágrenninu. Háplöntutegundir voru 41 á brunna svæðinu á móti 52 á óbrunnu svæði. Bruninn hafði neikvæð áhrif á smárunnategundir og mosa en jákvæð áhrif á klófífu (Járngerður Grétarsdóttir og Jón Guðmundsson, 2007).

1.7.7 Ágengar tegundir

Skilgreining á ágengum framandi tegundum felur í sér að þær ógni líffræðilegri fjölbreytni með útbreiðslu sinni. Tvær blómjurtir falla undir þessa skilgreiningu á Íslandi, lúpína og skógarkerfill (Menja von Schmalensee, 2010), báðar geta dregið úr tegundafjölbreytni

mólendisplantna. Mosategundin hæruburst flokkast einnig sem ágeng, getur myndað þéttar breiður og ógnar hitakærri sjaldgæfri tegund, hveraburst, á háhitasvæðum. Af mögulegum kándídötum í hóp ágengra plöntutegunda hérlandis má nefna trjategundirnar stafafuru og sitkagreni (Tryggvi Felixson, 2021) og blómttegundina stormþul sem er farin að breiðast hratt út á strandsvæðum og valda usla meðal fjöruplantna (Wasowicz og Alm, 2022).

Lúpína hefur víða breitt úr sér yfir lágvaxnari gróður og dregið úr tegundaauðgi plantna (Aagot Vigdís Óskarsdóttir, 2017; Borgþór Magnússon o.fl., 2003; Þorvaldur Örn Árnason, 2011) en tilraunir með slátt í Vogum og við Stykkishólm hafa sýnt að henni má halda niðri og auka tegundaauðgi aftur (Kristín Svavarsdóttir o.fl., 2016; Þorvaldur Örn Árnason, 2011). Í sláttutilraunum Kristínar og félaga við Stykkishólm (2016) virðast krækilyngmóar hafa verið á svæðinu áður en lúpína breiddist út en graslendi tekið við eftir að lúpínan var slegin. Þannig er ekki sjálfgefið að sömu tegundir og fyrir voru birtist á nýjan leik. Lúpína hefur mikil áhrif á jarðveg, auðgar hann með lífmassa sínum (Borgþór Magnússon o.fl., 2003) og því má gera ráð fyrir að plöntur sem gera meiri kröfur um næringu fylgi í kjölfar hennar þar sem hún hefur dafnað lengi.

Skógarkerfill hefur breitt úr sér hérlandis, ekki síst á óbeittum svæðum með næringarríkum jarðvegi, til dæmis í aflögðum túnum og lúpínubreiðum (Sigurður H. Magnússon o.fl., 2006), en jafnframt í skurðum, giljum, vegköntum og skóglendi. Þar sem hann nær að mynda samfelldar breiður dregur verulega úr tegundaauðgi plantna og hætta er á jarðvegseyðingu vegna lélegrar jarðvegsbindingar plöntunnar (Menja von Schmalensee, 2010). Lítið er vitað um framvindu skógarkerfils, hvort aðrar tegundir taki við með tíð og tíma en álitlegasta leiðin til að hefta útbreiðsluna kann að vera sambland af slætti, beit og sáningu (Brynhildur Bjarnadóttir o.fl., 2018).

1.8 Áhrif tegundafjölbreytni plantna á jarðveg

Jarðvegur myndast einkum úr leyfum plantna og ólífrænum berggrunns- og áfoksefnum sem í sameiningu ákvarða eiginleika hans. Fjölmargir aðrir þættir hafa einnig áhrif á jarðvegseiginleika, þar á meðal loftslag og áburður frá dýrum.

Jarðvegsörverur brjóta niður lífræn efni sem falla til frá plöntum og breyta þeim í stöðugra form, sem geymist betur í jarðvegi (Basile-Doelsch o.fl., 2020). Efnasamsetning plöntuleyfa, til dæmis C/N hlutfall, hefur áhrif á örverulíf í jarðvegi. Of hátt hlutfall getur dregið úr örvun þeirra á meðan lægra hlutfall getur aukið hana (Liang o.fl., 2017). Mismunandi plöntuhópar hafa mismunandi C og N hlutföll, grös stuðla til dæmis að auknu kolefnishlutfalli og belgjurtir að auknu köfnunarefnishlutfalli plöntusamfélags, tegundasamsetning getur því haft áhrif á

heildar C/N hlutfall samfélagsins (Guiz o.fl., 2016). Tegundaaðgi plantna ýtir undir tegundaaðgi jarðvegsbaktería (Bartelt-Ryser o.fl., 2005).

Jarðvegur, örverur og plöntur eru samtvinnuð og gagnvirk. Plöntusamfélagið hefur áhrif á jarðveginn og öfugt. Mikilvægt er að þessi orsakatengsl séu rannsökuð, ekki síst þegar kolefnisbinding og tegundafjölbreytni liggja undir.

2. Markmið

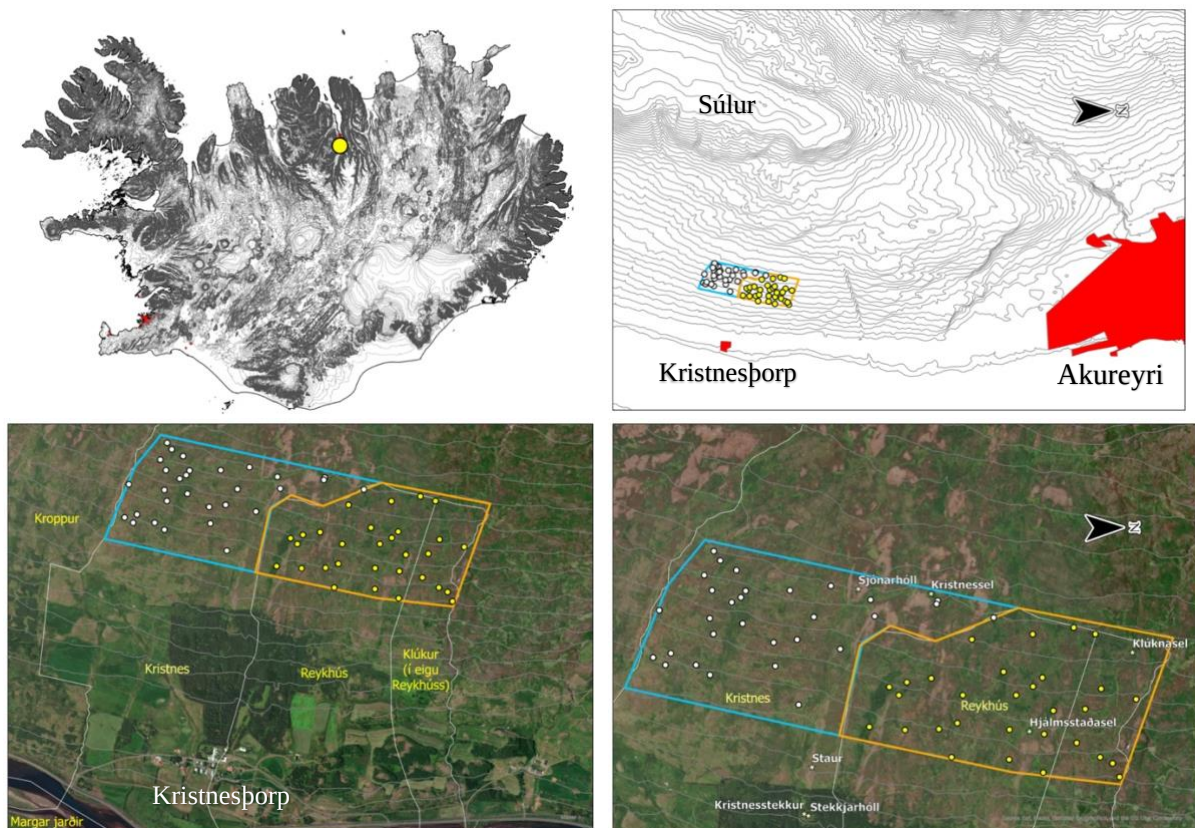
Markmið þessarar athugunar var að skoða hvort munur er á tegundasamsetningu og fjölbreytni mólendisplantna á landi með sauðfjárbreit og á landi sem hefur verið friðað í fjóra áratugi.

Jafnframt að kanna hvort munur er á tegundasamsetningu og fjölbreytni mólendisplantna eftir jarðvegseiginleikum og hæð yfir sjávarmáli.

3. Aðferð

3.1 Rannsóknarsvæði

Í þessari rannsókn voru borin saman tvö svæði, um 60 ha að flatarmáli hvort, annað beitt og hitt friðað. Samanburðarsvæðin, hér eftir kölluð Kristnesfjall og Reykhúsahólf, liggja hlið við hlið, vestan og norðvestan Kristnesþorps, upp til fjallsins, vestan megin í Eyjafjarðarsveit, sunnan Akureyrar. Svæðin eru í sömu hæð yfir sjávarmáli, Kristnesfjall sunnar og Reykhúsahólf norðar og hafa bæði verið beitt frá landnámstíð líkt og aðrir úthagar á Íslandi, fram til ársins 1978, þegar Reykhúsahólf var afgirt og friðað. Gróðurfar svæðanna er keimlíkt, einkennist af mólendi, graslendi og hálfdeigju. Einn melhryggur liggur eftir Kristnesfjalli, Syðrihryggur. Reykhúsamegin eru Ytri hryggur og nafnlaus melhryggur nokkru norðar, á mörkum gamalla jarða, Hjálmsstaða og Klúkna, sem nú eru hluti af Reykhúsum. Landslag er því aðeins fjölbreyttara í Reykhúsahólfi en Kristnesfjalli og síðla vetrar má sjá áhrif þess á snjósöfnun, sem er meiri Reykhúsamegin. Eftir því sem norðar og neðar dregur í Reykhúsalandi, skiptast mjög á klappir, lágir og lænur en minna er um slíkt í Kristneslandi, sem er að heita má eitt samfellt tún neðan fjallsgirðingar (Mynd 1).

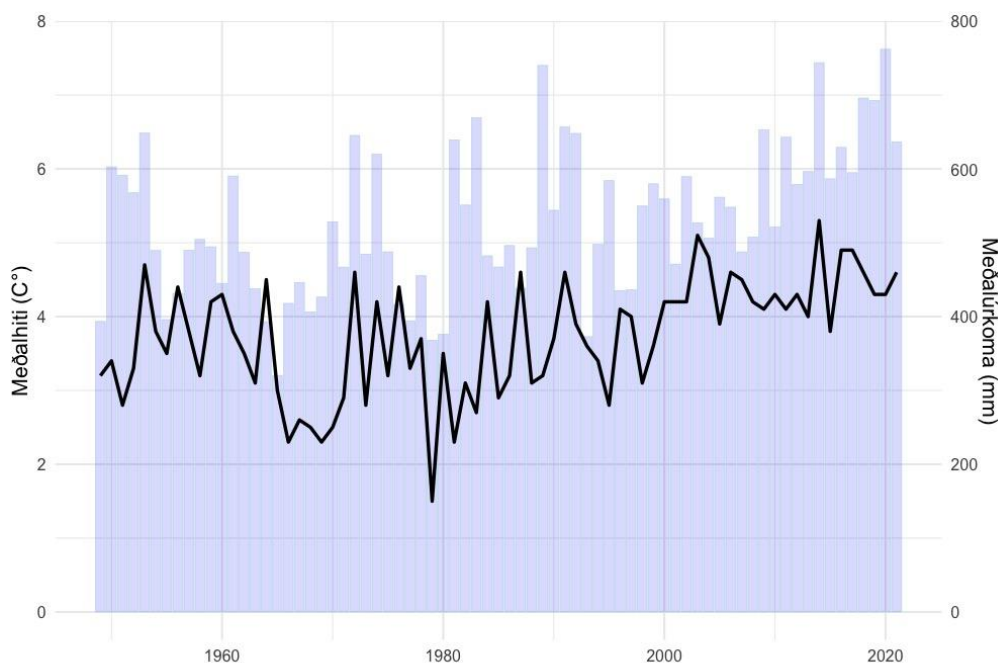


Mynd 1. Samanburðarsvæði. Blá lína markar beitt svæði (Kristnesfjall, 58,7 ha) og appelsínugul lína friðað svæði (Reykhúsahólf, 63,7 ha). Punktar tákna snið.

Reykhúsaólf var girt af 1978 og var þar með friðað fyrir sumarreit sauðfjár upp í 320 metra hæð yfir sjávarmáli. Hólfið, eins og það var gjarnan kallað, er um 100 ha að stærð í heild, en ákveðið var að skoða aðeins efstu 60 ha í þessari rannsókn til að forðast áhrif af bændaskógrækt og sjálfsánum birkiskógi í neðri hlutanum. Hólfið var nýtt á vorin til 1985 fyrir sauðfjárbreit og yfir sumartímann til 1995 fyrir geldneyti (Páll Ingvarsson, Anna Guðmundsdóttir, munnleg heimild, 20.06.2022). Frá 2008 hefur nyrsti þriðjungur Reykhúsaólfs verið nýttur fyrir hross, árlega til haustbeitar og fyrir mjög léttu sumarreit flest ár. Hrossabreitinn virðist hafa örvað grasvöxt, staðbundið vestast á 0,25 ha svæði og á sömu slóðum sér á víðirunnum (sjá viðauka 3). Að því frátöldu er erfitt að greina nokkur áhrif af húsdýrabreit í Reykhúsaólfi með augum leikmanns, enda má segja að í heild hafi sumarreit verið lítil sem engin í 43 ár.

3.1.1 Veðurfar

Reykhús og Kristnes eru sem fyrr segir staðsett 10 km innan við Akureyri og veðurfar þessara staða er mjög áþekkt. Líklega er hitastig þó sveiflukenndara inn til landsins en nær sjónum en munurinn mælist væntanlega ekki mikill á þessum stöðum. Árshiti hefur aukist á Akureyri síðustu 3-4 áratugi, að því er virðist um 1-2 °C og ársúrcoma um 100-200 mm (Mynd 2).

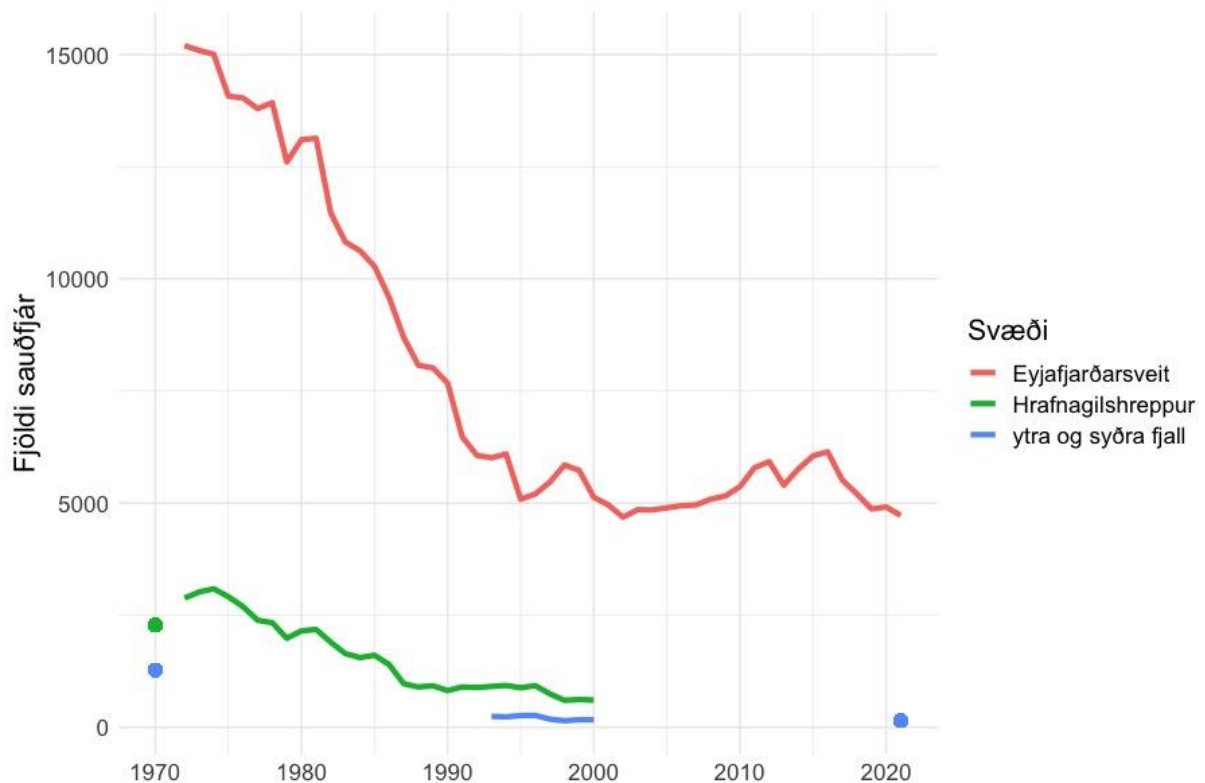


Mynd 2. Veðurfar á Akureyri 1949-2021. Ljósbláir stöplar tákna ársúrkomu (mm) og svört lína árshiti (°C). Árshiti virðist hafa aukist um 1-2 gráður frá árunum í kringum 1980 og úrkoman um 100-200 mm. Gögn frá Veðurstofu Íslands.

Þessar breytingar í veðurfari eiga væntanlega sinn þátt í gróðurfarsbreytingum síðustu áratuga í Eyjafjarðarsveit, ásamt minni beit.

3.1.2 Beitarþungi

Beitarþungi í Eyjafjarðarsveit hefur minnkað þrefalt frá því mest var á 8. áratug síðustu aldar (Ársskýrslur Búnaðarsambands Eyjafjarðar, 1972-2009; Matvælaráðuneytið, 2022). Í Hrafnagilshreppi minnkaði beitarþungi fimmfalt á árabílinu 1970-2000, mesti fjárfjöldi var um 3000 og var kominn niður í 600 um aldamót. Mesti fjárfjöldi síðustu 120 ár í Hrafnagilshreppi var þó tæpar 4300 ær árið 1915 (Ármann Dalmannsson o.fl., 1973). Í ytra og syðra fjalli, þar sem samanburðarsvæðin liggja, hefur fjöldi fjár minnkað allt að því áttfalt síðustu hálfa öld, farið úr tæpum 1300 árið 1970 (Ármann Dalmannsson o.fl., 1973) og niður í um 150 um þessar mundir. Ytra og syðra fjall, frá gömlu fjallsgirðingunni upp í fjallstoppa, eru samtals um 4000 ha að flatarmáli, gróft áætlað. Girðingin hefur farið hækkanði með árunum á nokkrum stöðum og má því líklega slá 1000 ha af þessari tölu eins og fjallið er í dag. Beitarþunginn gæti því hafa verið rétt rúmlega 0,3 ær/ha árið 1970, en gæti verið um 0,05 ær/ha (Mynd 3) um þessar mundir.



Mynd 3. Fjöldi sauðfjár í Eyjafjarðarsveit í hálfa öld. Beitarþvæðið ytra og syðra fjall, þar sem samanburðarsvæðin liggja, er hluti af gamla Hrafnagilshreppi. Þar hafa verið um 150 ær síðustu ár, á um 3000 ha svæði, eða 0,05 ær/ha. Fjöldinn var allt að áttfalt hærri, um 1300 ær árið 1970 á 4000 ha svæði, eða 0,3 ær/ha.

3.1.3 Gróðurfar og jarðvegur

Kristnesfjall og Reykhúsahólf einkennast helst af ríku mólendi, minna af graslendi og rýru mólendi en minnst af hálfdeigjum, samkvæmt Nytjalandsflokkun RALA og LBHÍ. Flokkun

LULUCF skiptir svæðunum nokkuð jafnt í móa og votlendi með stöku blettum af lítt grónu landi. Auk þess örlar á ræktuðu skóglendi neðst í Reykhúsahólfi (Fanney Ósk Gísladóttir o.fl., 2014; RALA og LBHÍ). Samkvæmt Vistgerðakorti NÍ einkennast svæðin af snarrótarvist og starungsmýravist auk fjölmargra annarra vistgerða sem finnast innan um þær (Náttúrufræðistofnun Íslands, 2018). Öll flokkunarkerfin hafa nokkuð til síns máls samkvæmt athugun leikmanns. Þegar gengið er um svæðin, sem eru bæði vel gróin, skiptast á lyngmóar, hrísmóar og mýrar, nokkuð er um grasgefin svæði og finna má einstöku mela.

Jarðvegur beggja svæða einkennist af sortujörð, nánar tiltekið blöndu af brúnjörð, svartjörð og votjörð, samkvæmt Jarðvegskorti af Íslandi (Ólafur Arnalds o.fl., 2009; RALA og LBHÍ). Eitthvað af hreinni svartjörð kann að leynast innan um, einkum í í Kristnesfjalli. Allnokkuð ofan svæðanna eru talsverðir votlendisflákar og slitrur af þeim teygja sig niður eftir brekkunum.

3.1.4 Sjálfsáinn trjágróður

Ofan við Kristnesþorp er Kristnesskógur, sem hefur verið duglegur að sá birki og víðifræi, mest í sjálfan sig en einnig til nágrannasvæða. Fyrstu hríslum var plantað í Kristnesskóg um 1940 (Sigurður Blöndal, 2000) og ríkjandi sunnan- og norðanvindáttir hafa sáldrað fræi nokkra km í hvora átt. Skógurinn hefur stuðlað að sjálfsánum birkilundum, stökum birkitrjám og gulvíðibrúskum í Reykhúsalandi, frá dalbotni og upp í 300-350 m hæð yfir sjávarmáli. Elstu og hávöxnustu lundirnir í Reykhúsum norðan Kristnesskógar, eru orðnir um 50 ára gamlir og margra metra háir, en í Reykhúsahólfi norðvestan skógarins, eru trén ennþá fremur strjál, þau hæstu á að giska 2-4 metra há og gulvíðibrúskar 1-2 metra háir. Í heimahögum í Kristneslandi, neðan fjallsgirðingar og sunnan skógar, hefur sjálfsprottinn skógargróður átt erfiðara uppdráttar vegna nokkuð mikils beitarþunga af völdum nautgripa, sauðfjár og hrossa, þrátt fyrir mikla útsáningu í allraskað land hér og hvar í nánd við skóginn. Einkum eru víðirunnar lítt fallnir til stórræða en birki þrífst betur undir beitarálaginu (Beate Stormo, munnleg heimild, 20.06.2022). Í Kristnesfjalli, vestan og suðvestan skógarins, er farið að örla á eins metra háum birkihríslum og gulvíðibrúskum. Meðfram þjóðvegi, bæði norðaustan og suðaustan skógar er töluvert af sjálfsáðu birki og víðitegundum, nokkurra metra háum. Meira kveður að þessu Reykhúsamegin, ekki síst vegna jarðrasks sem fylgdi upphækkun á hælisveginum til norðurs frá Kristnesspítala (áður Kristneshæli) milli 1970 og '80 og seinni tíma breytingum.

Það má því segja að Kristnesskógur hafi sáð sér í allar áttir, mest þó til norðurs og suðurs. Samanburðarsvæðin liggja ofan við þéttustu sjálfsáninguna.

3.1.5 Afmörkun

Afmörkun rannsóknarsvæða fór fram í landupplýsingaforritinu ArcGIS og var miðað við að svæðin væru um 60 ha að flatarmáli hvort, í sömu hæð, eins ofarlega og hægt var. Þar sem suðvesturhorn girðingar um Reykhúsahólf er ekki eitt horn heldur tröppugangur með þremur hornum, er Kristnesfjallið breiðara vestast (efst) og Reykhúsahólf breiðara austast (neðst). Öðruvísi var ekki hægt að afmarka 60 ha nógu ofarlega á báðum svæðum. Að öðru leyti voru samanburðarsvæðin eins í laginu og fylgdu jarðamörkum til norðurs og suðurs og 220 og 320 m hæðarlínunum til austurs og vesturs (Mynd 1).

3.2 Snið

Í þessari athugun var notast við línusnið, aðferð sem var fyrst lýst af Tansley og Chipp 1926 (Caratti, 2006), þróuð frekar af Canfield (1941) og mörgum eftir það (Gillison og Brewer, 1985; Kaiser, 1983). Aðferðin þykir henta vel til að meta þekju misstórra plantna, til dæmis þar sem runnar af ýmsum stærðum og jafnvel trjáplöntur eru innan um lægri gróður (Caratti, 2006).

Aðferðin, í sinni einföldustu mynd, felst í að strekkja út band í tiltekinni lengd og mæla þekju þeirra plantna sem snerta bandið, eða lóðrétt plan þess. Þannig fæst þversnið af þekjunni. Hér var notast við fimm metra langt málband og þekja plöntutegunda mæld og skráð fyrir hvern metra. Rofadílar voru ekki metnir. Þrjátíu slík snið voru valin fyrir hvort svæði, beitt og friðuð, samtals sextíu snið. Hnitin voru valin tilviljunarkennt með hjálp landupplýsinga forritsins ArcGIS, flutt þaðan í BaseCamp hugbúnað og loks yfir í GPS tæki. Gengið var um svæðin, uns GPS tæki taldi staðsetningu rétta og ákvarðaði staðurinn miðpunkt línusniðs. Öll snið voru látin snúa norður-suður. Til hægðarauka voru plaststaurar reknir niður við enda sniðanna (Mynd 4).

Tvö snið á beittu svæðu, B22 og B23, skáru sig úr hvað C hlutfall snerti (>20%) og voru allar tölfræðigreiningar varðandi C, N og C/N hlutföll framkvæmdar án þeirra. Sömu snið skáru sig ekki úr að öðru leyti, hvorki með tilliti til sýrustigs né gróðursamsetningar (Mynd 11) og voru því höfð með í öllum öðrum tölfræðigreiningum (sjá myndir af sniðum í viðauka 2).

Þegar rætt er um heildarþekju tegunda í þessari ritgerð, er átt við samanlagða þekju tegundarinnar á öllum sniðum á beittu eða friðuðu svæði. Einnig er fjallað um heildarþekju sniða og er þá átt við samanlagða þekju allra tegunda á sniði. Heildarþekja sniða var að meðaltali yfir tvöfaldri lengd sniða á báðum svæðum og má því segja að gróðurlögin hafi að jafnaði verið að lágmarki tvö.



Mynd 4. Snið B26 á beittu svæði.

Eingöngu móavist var skoðuð. Þeir punktar sem lentu á graslendi, mel eða mýri voru færðir yfir í mólendi stystu leið og ný GPS hnit skráð. Að jafnaði var færslan um 5-20 metrar. Færa þurfti 7-8 punkta á hvoru svæði fyrir sig, samtals 15 punkta af 60. Til að gæta hlutleysis við val nýrra punkta var alltaf fært í sömu átt (NA), nema styttra væri í mólendi í aðrar áttir.

Vegna þess hve örðugt reyndist að staðsetja girðingu á loftmynd, lenti einn punktur innan girðingar sem átti að vera utan hennar og var færður stystu leið út fyrir.

Bændaskógrækt er komin af stað á friðaða svæðinu, neðstu 2-3 sniðin voru innan um lerki- og furuplöntur. Það var ekki að sjá í þessari athugun að ungplönturnar væru farnar að hafa nein áhrif á umhverfið, enda innan við 10 ára gamlar og á bilinu 10-80 cm á hæð. Þessir punktar fengu því að halda sér.

Hautbeitarsvæði fyrir hross er hluti af friðaða svæðinu, 13 snið lentu þar. Eins og fyrr segir eru engin sjáanleg áhrif af beit á þessu svæði nema vestast á 0,25 ha svæði og punktar því aðeins færðir til eftir sömu lögmálum þar eins og annarsstaðar.

Vegna lögunar svæðanna, lentu hlutfallslega fleiri snið ofan til í Kristnesfjalli og neðan til í Reykhúsahólfi og var það látið standa.

3.3 Feltvinna

Dagana 15. - 31. Júlí 2021 voru sextíu snið skoðuð, tegundir taldar og þekja mæld. Hæð yfir sjávarmáli var mæld, myndir teknar af hverju sniði og almenn gróðurfarslýsing skráð ásamt veðurlýsingu. Veðurlíða var með eindæmum norðanlands sumarið 2021 (hlýjasti mældi júlímánuður sögunnar á Akureyri fram að því) og nánast daglega farið í felt, oftast var ritari með í för sem sparaði mikinn tíma. Um 60 klst fóru í feltvinnu, þar af var keyrsla 4 klst. Farið var til skiptis í samanburðarsvæðin til að tryggja að sambærilegum aðferðum væri beitt á báðum svæðum, byrjað neðst og endað efst.

Gögn voru slegin inn í töflureikninn Numbers (Útg. 11.2, Apple Inc.) jafnóðum og heim var komið úr felti. Rigningardagar voru nýttir til að skoða og undirbúa gögn fyrir tölfræðiúrvinnslu.

3.3.1 Útbúnaður

Jepplingur (Susuki Grand Vitara, árgerð óljós), útplöntunarspaði með 28 sm blaðlengd, plaststaurar, 2 stk. málbönd, kort, skráningarblöð, GPS tæki, sýnatökupokar, merkimiðar, skriffæri, flökunarhnífur, bakpoki, snjallsími, plöntuhandbók, ljósmyndavél og nesti.

3.3.2 Tegundagreining og þekjumæling

Við tegundagreiningar var einkum stuðst við Íslensku Plöntuhandbókina (Hörður Kristinsson, 2010) og Flóru Íslands (Ágúst H. Bjarnason, 1983; Hörður Kristinsson o.fl., 2019). Til frekari glöggvunar voru einnig notaðar ýmsar vefsíður, til dæmis vefur NÍ, vefurinn Flóra Íslands, vefur Lystigarðsins á Akureyri, Google lens og Google images. Grös, hálfgrös, blómjurtir, byrkningar, tré, runnar og smárunnar voru greind til tegunda. Undafíflar og língresi voru eingöngu greind til ættkvísla. Mosar og fléttur voru hvor um sig eingöngu greind sem plöntuhópar.

Þekja tegunda og plöntuhópa var mæld og skráð fyrir hvern metra fyrir sig. Við tölfræðilega úrvinnslu var hvert 5 m snið þó tekið saman sem heild. Ef þekja var mjög gisin, til dæmis hjá lágvöxnum smárunnum var tekið tillit til þess.

3.3.3 Hæð yfir sjávarmáli

Öll snið voru hæðarmæld með GPS tæki og snjallsíma. Samkvæmt ArcGIS (gögn frá Landmælingum Íslands) eru svæðin milli 220 og 320 m hæðarlína. Í þeim tilfellum sem gögnum úr GPS hæðarmæli/snjallsíma og LÍ-gögnum bar ekki saman, voru LÍ gögn látin ráða.

3.4 Jarðvegssýni

Samtals 60 jarðvegssýni voru tekin, 1 sýni fyrir miðju á hverju sniði og lægsti punktur valinn. Hnaus var tekinn upp með útplöntunarspaða og sívalningur skorinn úr með flökunarhníf, $15\text{ sm} * (2,25\text{ sm})^2 * \pi \approx 2\text{ sm}^3 \approx 2\text{ dl}$ að rúmmáli, efstu 15 sentimetrarnir undir grasrót. Sýnin voru geymd í merktum pokum í frysti til seinni tíma greiningar (Mynd 5).



Mynd 5. Jarðvegssýni tekið við snið B17 á beittu svæði.

3.4.1 Efnamælingar

Efnamælingar á jarðvegssýnum og undirbúningur þeirra fóru fram í nóvember 2021 og febrúar og mars 2022. Jarðvegssýni voru þurrkuð í tvo sólarhringa við $< 60^\circ\text{C}$ í þurrkofni í Jarðvegshúsi á Hvanneyri og sigtuð með 2 mm möskvastærð, áður en efnamælingar fóru fram á Keldnaholti.

3.4.1.1 Sýrustig

Fyrir mælingu á sýrustigi voru 5g af hverju sýni leyst upp í 25 ml af afjónuðu vatni í plastglösum sem voru hrist í 2 klst í hristara. Sýrustig var mælt með Oakton (pH meters RS-232) greini. Mælirinn byggir á elektróðu og var endurstilltur á sex sýna fresti með fjórum mismunandi dúum.

3.4.1.2 Kolefnis- og Köfnunarefnisgreining

Fyrir greiningu voru sýnin kúlmöluð niður í púður. Kolefnis- og köfnunarefnishlutföll voru mæld með Dumas aðferð í Vario Max Cube (CN mode) greini.

3.5 Tölfræðileg úrvinnsla

3.5.1 Jöfnur

Alfa tegundafjölbreytni var fundin fyrir hvert 5m snið með því að reikna Shannon óreiðu (H) (Jafna 2; Jafna 3) og Shannon fjölbreytni (1D) (Jafna 4). Meðaltal var tekið yfir hvort svæði, beitt og friðað. Gamma tegundafjölbreytni var reiknuð sem meðaltal sniða á samanlögðum svæðum.

Jafna 2

$$p = \frac{\text{þekja tegundar (sm)}}{\text{heildarþekja (sm)}} \quad (\text{Hlutfallsleg gnægð tegundar})$$

Jafna 3

$$H = -\sum p * \ln(p) \quad (\text{Shannon óreiða} = \text{Shannon-Weiner vísir})$$

Jafna 4

$$^1D = \exp(H) \quad (\text{Shannon fjölbreytni})$$

Jafna 5

$$H = \ln(^1D) \quad (\text{Shannon óreiða})$$

Jafna 6

$$^qD_\alpha * ^qD_\beta = ^qD_\gamma \quad (\text{Margföldunarregla Whittakers})$$

Jafna 7

$$H_\alpha + H_\beta = H_\gamma \quad (\text{Leiðir af jöfnum 4-6})$$

Þekjuhlutfall hvernar tegundar af heildarþekju allra tegunda fyrir hvert snið er reiknað (Jafna 2). Shannon óreiða (H) er reiknuð þannig að þekjuhlutfallið p (Jafna 2) er margfaldað með lygra af sjálfu sér og neikvæð summa tegunda sem eru til staðar reiknuð fyrir hvert snið (Jafna 3). Shannon fjölbreytni er fundin með því að hefja e í Shannon óreiðu veldi ($\exp(H)$) (Jafna 4). Af jöfnu 4 leiðir að Shannon óreiða jafngildir lygra af Shannon fjölbreytni (Jafna 5).

Beta fjölbreytni var hér meðal annars reiknuð beint út frá alfa og gamma (Jafna 6; Jafna 7) og skoðuð með Sörensen svipvísunum (Jafna 8; Jafna 9) og Shannon jafnræðisvísi (Jafna 10).

Jafna 8

$$C_S = \frac{2S_j}{S_a + S_b} \quad \text{Sörensen svipvísir fyrir tegundaauði}$$

Jafna 9

$$C_A = \frac{2A_j}{A_a + A_b} \quad \text{Sörensen svipvísir fyrir tegundagnægð (þekju)}$$

Jafna 10

$$SE = {}^1D/S \quad \text{Shannon jafnræði}$$

S táknar tegundaauði (Jafna 10), S_j er fjöldi sameiginlegra tegunda, S_a er fjöldi tegunda á svæði a og S_b er fjöldi tegunda á svæði b (Jafna 8). A_j táknar samanlagða lægri þekju sameiginlegra tegunda milli a og b, A_a er samanlögð þekja tegunda á svæði a, A_b er samanlögð þekja tegunda á svæði b (Jafna 9). Meðalþekja sniða var hér reiknuð yfir hvort svæði fyrir hverja tegund og lagt saman eftir því sem við átti, áður en stungið var í jöfnuna (Jafna 9).

3.5.2 Tölfræðipróf og fjölbreytugreiningar

Shapiro-Wilk próf var notað til að kanna normaldreifingu gagna. Beta fjölbreytni var skoðuð með frumþáttagreiningu (PCA) á þekju plöntuhópa, frumþáttagreiningu (PCA) á Hellinger umbreyttri þekju tegunda og nMDS greiningu á Bray-Curtis umbreyttri þekju tegunda. Þá var beta fjölbreytni prófuð með línulegu og ólínulegu aðhvarfi, með Mann-Whitney U-prófum á þekju tegunda og plöntuhópa og Shannon fjölbreytni (1D), með Anosim prófi á samsetningu tegunda og með Permdisp prófi á breytileika í þekju tegunda. Öll tölfræðiúrvinnsla fór fram í tölfræðihugbúnaðinum R 3.6.2 (Copyright (c) 2019 The R foundation for Statistical Computing). R pakkar notaðir: vegan, ggplot2, Factoextra, FactoMineR.

4. Niðurstöður

4.1 Samanburður á beittu og friðuðu svæði

4.1.1 Plöntuþekja

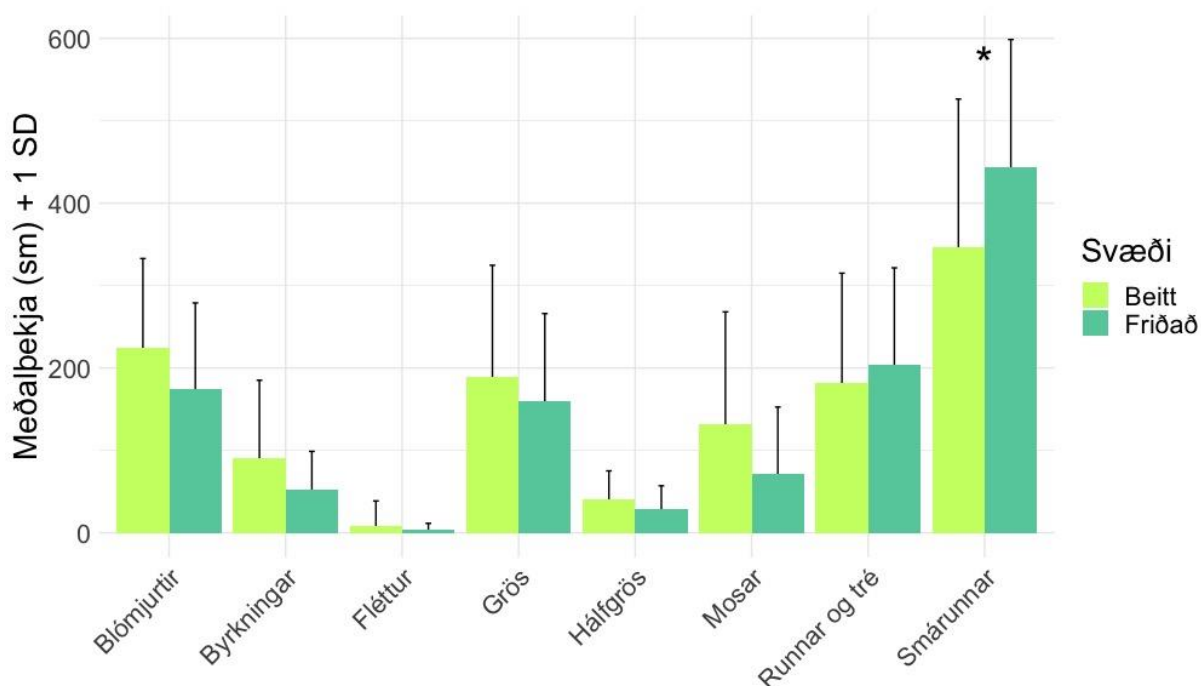
Heildarþekja var 36.355 sm á beittu svæði og 34.107 sm á friðuðu. Meðalþekja sniða var 1.212 sm á beittu svæði og 1.137 sm á friðuðu, munurinn var ekki marktækur (U-próf, $p > 0,05$).

4.1.1.1 Þekja plöntuhópa

Tveir plöntuhópar, runnar & tré og smárunnar, voru útbreiddari á friðuðu svæði en beittu. Allir aðrir hópar voru útbreiddari á beittu svæði en friðuðu. Marktækur munur var milli svæða á þekju smárunna (U-próf, $p = 0,047$) (Tafla 1, Mynd 6).

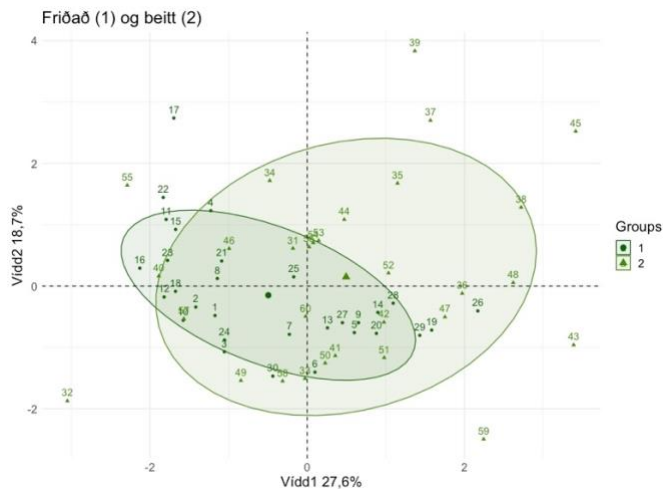
Tafla 1. Meðalþekja plöntuhópa, ásamt staðalfrávik, á beittu og friðuðu svæði.

Plöntuhópur	Beitt svæði	Friðuð svæði
Blómjurtir	224,7 ± 108,0	173,9 ± 105,0
Byrkningar	90,8 ± 94,2	50,0 ± 46,7
Fléttur	8,0 ± 30,6	3,4 ± 8,0
Grös	188,7 ± 135,9	159,8 ± 106,2
Hálfgrös	41,1 ± 34,0	28,4 ± 28,6
Mosar	131,2 ± 136,8	70,9 ± 81,7
Runnar og tré	181,2 ± 133,8	204,4 ± 117,1
Smárunnar *	346,0 ± 180,3	444,1 ± 154,5



Mynd 6. Meðalþekja plöntuhópa á beittu og friðuðu svæði ásamt staðalfrávik. Meðalþekja var meiri á beittu svæði í öllum hópum nema hjá smárunnum, runnum og trjám, þar sem þekjan var meiri á friðuðu svæði. Marktækur munur var milli svæða á meðalþekju smárunna.

Breytileiki í þekju plöntuhópa milli sniða var allnokkur. Samkvæmt frumþáttagreiningu var breytileikinn milli sniða meiri á beittu svæði en friðuðu (Mynd 7).

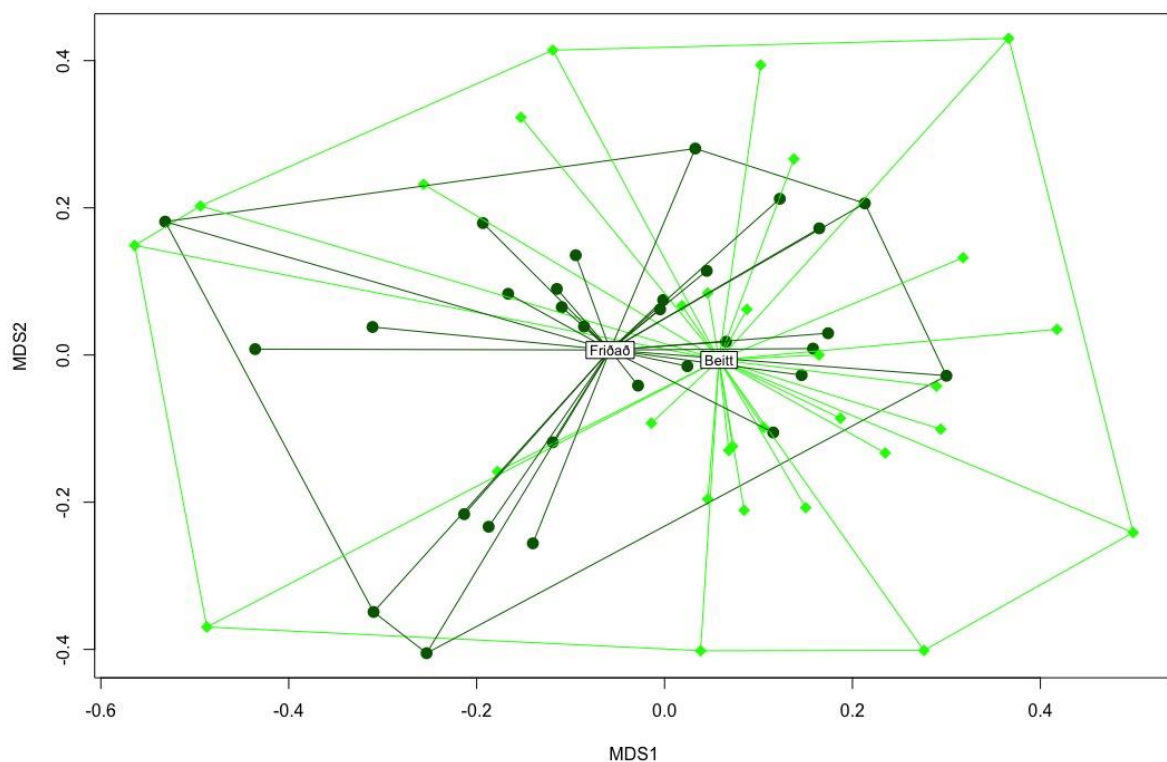


Mynd 7. Frumþáttagreining á þekju plöntuhópa á beittu svæði (ljósgrænt) og friðuðu svæði (dökkgrænt). Innan sporbauganna eru 67% sniða á hvoru svæði fyrir sig. Punktar (nr.1-30) tákna snið á friðuðu svæði, þríhyrningar (nr. 31-60) tákna snið á beittu svæði. Stór punktur og stór þríhyrningur eru miðjur sporbauganna. Tveir óþekktir frumþættir, víddir 1 og 2, skýra tæp 50% af breytileika milli sniða hvað þekju plöntuhópa varðar. Breytileiki milli sniða í þekju plöntuhópa er meiri á beittu svæði en friðuðu, ef marka má á stærð sporbauganna.

4.1.1.2 Þekja tegunda

Sörensen svipvísir fyrir tegundagnægð (Jafna 9), það er þekju, milli beitts og friðaðs svæðis var $C_A = 2 \cdot 1057 / (1137 + 1212) = 0,90$.

Marktækur munur var á breytileika (e. dispersion) í þekju tegunda milli beitts og friðaðs svæðis (Permdisp-próf, $p=0,007$, $F_{1,58}=7,85$, ítrekanir=999, aðferð=Bray-Curtis), meðalfjarlægð að miðpunkti (e. centroid) var 0,45 á beittum sniðum og 0,38 á friðuðum sniðum. Samkvæmt nMDS greiningu virðist breytileiki í þekju tegunda einnig meiri á beittu svæði en friðuðu (stress=12,5%, aðferð=Bray-Curtis, víddir (k)=3) (Mynd 8).



Mynd 8. nMDS greining á þekju tegunda á beittu og friðuðu svæði. Ljósgrænir tíglar og marghyrningur tákna snið á beittu svæði, dökkgrænir punktar og marghyrningur tákna snið á friðuðu svæði. Breytileikinn virðist meiri á beitta svæðinu ef marka má á stærð fjölhyrninganna. Munur milli svæða á breytileika í þekju tegunda er marktækur samkvæmt Permdisp prófi.

Af þeim 78 tegundum sem fundust á beittu og friðuðu svæði samtals, voru 44 tegundir útbreiddari á beittu svæði en 34 tegundir voru útbreiddari á friðuðu svæði (Tafla 2).

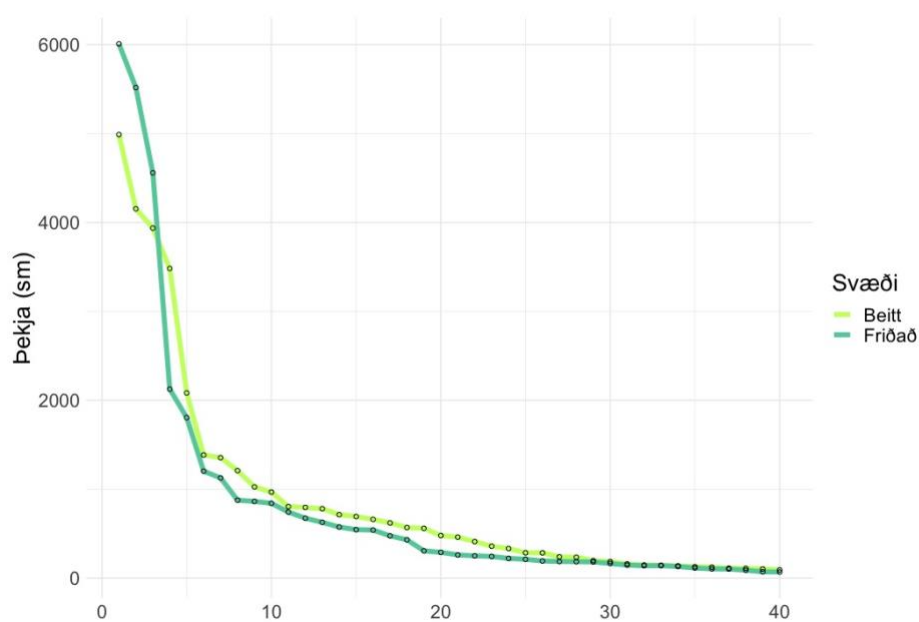
Tafla 2. Fjöldi tegunda innan plöntuhópa með meiri útbreiðslu á beittu svæði og fjöldi með meiri útbreiðslu á friðuðu svæði.

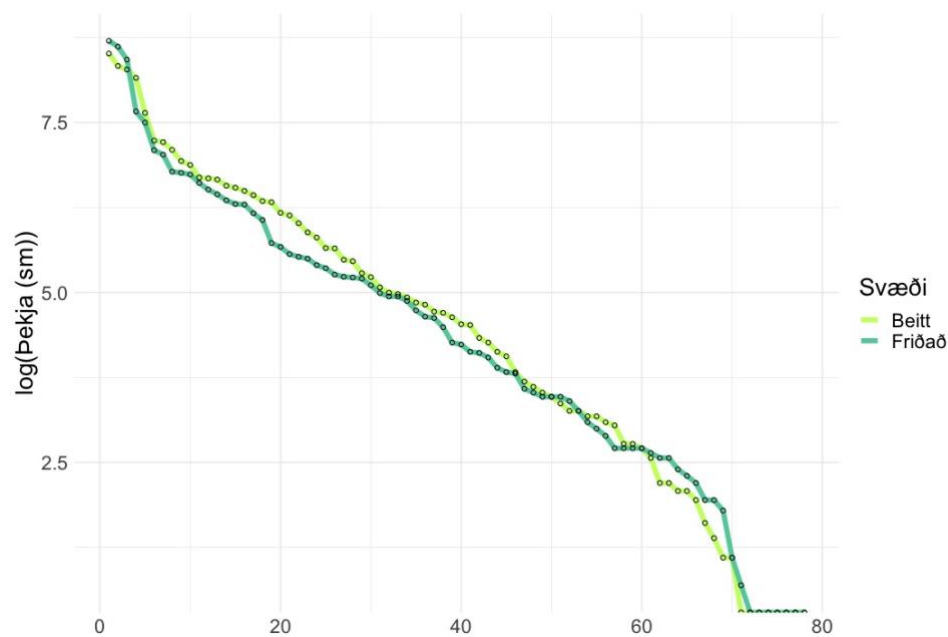
Plöntuhópur	Beitt svæði	Friðuðu svæði	Samtals
Mosar	1	0	1
Fléttur	1	0	1
Grös	9	4	13
Hálfgrös	9	2	11
Blómjurtir	17	15	32
Byrkningar	3	3	6
Runnar og tré	3	4	7
Smárunnar	1	6	7
Samtals	44	34	78

Af tíu útbreiddustu tegundum á hvoru svæði voru algengustu sex tegundir þær sömu, en ekki í sömu röð (Tafla 3). Um fimm tegundir eru nokkuð ríkjandi á hvoru svæði hvað þekju varðar (Mynd 9). Þekja tegunda fylgir log-normaldreifingu (Mynd 10).

Tafla 3. Heildarþekja 10 útbreiddustu tegunda á beittu og friðuðu svæði. Heildarþekja er samanlögð þekja 30 sniða á hvoru svæði.

Beitt svæði		Friðuð svæði	
Tegund	Heildarþekja	Tegund	Heildarþekja
Bláberjalyng	4989	Krækilyng	6010
Krækilyng	4154	Bláberjalyng	5518
Mosar	3937	Fjalldrapi	4559
Fjalldrapi	3483	Mosar	2126
Snarrótarpuntur	2083	Holtasóley	1806
Holtasóley	1385	Snarrótarpuntur	1203
Ljónslappi	1355	Beitilyng	1127
Fjalldalafífill	1209	Gulmaðra	877
Vallelfting	1026	Loðvíðir	863
Mýrelfting	968	Língresi	842





Mynd 10. Lygrískt heildarþekja allra tegunda á beittu og friðuðu svæði í stærðarröð. Röðin er ekki sú sama á svæðunum, samanber tafla 3 (sjá einnig tegundalista og þekju allra tegunda í viðauka 6).

Tvær tegundir voru marktækt útbreiddari á friðuðu svæði, axhæra og klóelfting. Fimm tegundir voru marktækt útbreiddari á beittu svæði, brjóstagras, fjalldalafífill, klukkublóm, ljónslappi og maríustakkur (Tafla 4).

Tafla 4. Meðalþekja tegunda sem voru marktækt útbreiddari á beittu eða friðuðu svæði.

Tegund	Beitt svæði Meðalþekja (sm)	Friðuð svæði Meðalþekja (sm)	Niðurstöður Mann-Whitney U- prófa
Axhæra *	0,5	2,0	W=554, p=0,023
Brjóstagras **	12,0	4,7	W=248, p=0,0024
Fjalldalafífill ***	40,3	1,6	W=279, p=0,00069
Klóelfting **	5,3	15,9	W=623, p=0,0081
Klukkublóm *	4,3	0,2	W=343, p=0,011
Krækilyng *	138	200	W=594,5, p=0,033
Maríustakkur *	15,4	8,7	W=332, p =0,026

Meðal vinsælla sumarbeitarplantna voru 15 tegundir af 25 (60%) útbreiddari á friðuðu svæði.

Meðal haustbeitarplantna voru 6 tegundir af 10 (60%) útbreiddari á friðuðu svæði.

Meðal óvinsælla beitarplantna voru 6 tegundir af 20 (30%) útbreiddari á friðuðu svæði.

Mosar, bláberjalyng, krækilyng og holtasóley lögðu mest til breytileika á friðuðu svæði en fjalldrapi, bláberjalyng, krækilyng og holtasóley á beittu svæði samkvæmt frumþáttagreiningu allra sniða (Mynd 11).

4.1.2 Tegundaauðgi

4.1.2.1 Alfa, beta og gamma tegundaauðgi

Tafla 5. Gamma og alfa tegundaauðgi. Heildarfjöldi tegunda á svæðum (gamma), meðalfjöldi tegunda á sniðum (alfa) og fjöldi sameiginlegra tegunda.

Heildarfjöldi tegunda	Svæði	Fjöldi
${}^0D_{\gamma-bf}$	Beitt og friðað	78
${}^0D_{\gamma-b}$	Beitt	70
${}^0D_{\gamma-f}$	Friðað	71
Meðalfjöldi tegunda (snið)		Fjöldi og staðalfrávik
${}^0D_{\alpha-bf}$	Beitt og friðað	$21,2 \pm 5,0$
${}^0D_{\alpha-b}$	Beitt	$21,5 \pm 5,2$
${}^0D_{\alpha-f}$	Friðað	$20,8 \pm 4,8$
Sameiginlegar tegundir	Beitt og friðað	63

Munur á meðaltegundaauðgi sniða á beittu svæði ${}^0D_{\alpha-b}$ og friðuðu svæði ${}^0D_{\alpha-f}$ var ekki marktækur (U-próf, $p>0,05$).

Tafla 6. Beta tegundaauðgi. Beta (veltu)tegundaauðgi er hér reiknuð innan svæða eftir margföldunarreglu Whittakers (Jafna 6) og milli svæða sem hlutföll samsvarandi matstærða, með gögnum úr töflu 5. Á Beittu svæði rúmast 3,3 meðalsnið innan heildartegundafjöldans og á friðuðu svæði rúmast 3,4 meðalsnið innan heildartegundafjöldans. Tegundaveltan milli friðaðs og beitts svæðis er um 1% ($1-0,99=0,01$) og milli friðaðs og beitts meðalsniðs um 4% ($1-0,96=0,04$).

Samanburður	Svæði	Jafna	Hlutfall	Hlutfall
${}^0D_{\beta-b/b}$	Beitt/beitt	(Jafna 6)	${}^0D_{\gamma-b}/{}^0D_{\alpha-b}$	$70/21,5 = 3,3$
${}^0D_{\beta-f/f}$	Friðað/friðað	(Jafna 6)	${}^0D_{\gamma-f}/{}^0D_{\alpha-f}$	$71/20,6 = 3,4$
${}^0D_{\beta-f/b}$	Friðað/beitt	-	${}^0D_{\gamma-f}/{}^0D_{\gamma-b}$	$70/71 = 0,99$
${}^0D_{\beta-f/b}$	Friðað/beitt	-	${}^0D_{\alpha-f}/{}^0D_{\alpha-b}$	$20,6/21,5 = 0,96$

4.1.2.2 Svipur beitts og friðaðs svæðis

Sörensen svipvísir fyrir tegundaauðgi (Jafna 8) milli beitts svæðis og friðaðs svæðis var $C_S = 2*63/(70+71)=0,89$.

Marktækt meiri breytileiki var í svipgerð sniða á beittu svæði en á friðuðu svæði, byggt á tvíundartölum yfir tegundasamsetningu, það er gögnum um nærveru/fjarveru tegunda. Af samanburðurpörum svipgerða á beittu svæði voru 849,5 (miðgildi dreifingar) með meiri mismun (e. dissimilarity) en meðalmismunur milli sniða beitts og friðaðs svæðis. Á friðuðu svæði voru samsvarandi samanburðarpör 798,0 (Anosim próf, aðferð=Jaccard, $R=0,06$, $p=0,01$, ítrekanir=999).

4.1.3 Tegundajafnræði

Tafla 7. Shannon jafnræði. Meðaltal sniða á beittu og friðuðu svæði, ásamt staðalfrávikum. Shannon jafnræði tekur gildi milli 0 og 1. Lægri tala þýðir minna jafnræði, hærri tala þýðir meira jafnræði.

Matstærð	Svæði	Jafna	Meðaltal sniða og staðalfrávik
E (Shannon jafnræði)	Beitt	(Jafna 10)	$0,52 \pm 0,090$
E (Shannon jafnræði)	Friðað	(Jafna 10)	$0,57 \pm 0,092$

Ekki var marktækur munur á tegundajafnræði milli beitts og friðaðs svæðis (U-próf, $p > 0,05$).

4.1.4 Tegundafjölbreytni

4.1.4.1 Alfa, beta og gamma fjölbreytni

Tafla 8. Gamma og alfa fjölbreytni. Shannon óreiða (H) og Shannon fjölbreytni (1D) eru hér fundnar á beittu svæði og friðuðu svæði (alfa) og samanlögðum svæðum (gamma) með því að reikna meðaltöl sniða, staðalfrávik og miðgildi. Shannon fjölbreytni jafngildir $\exp(H)$.

Matstærð	Svæði	Meðaltal sniða og staðalfrávik
H_γ (Shannon óreiða)	Beitt og friðað	$2,35 \pm 0,30$
$^1D_\gamma$ (Shannon fjölbreytni)	Beitt og friðað	$11,0 \pm 3,3$
$H_{\alpha-b}$	Beitt	$2,37 \pm 0,31$
$H_{\alpha-f}$	Friðað	$2,33 \pm 0,30$
$^1D_{\alpha-b}$	Beitt	$11,22 \pm 3,52$
$^1D_{\alpha-f}$	Friðað	$10,74 \pm 3,13$
		Miðgildi
$^1D_{\alpha-b}$	Beitt	11,02
$^1D_{\alpha-f}$	Friðað	10,54

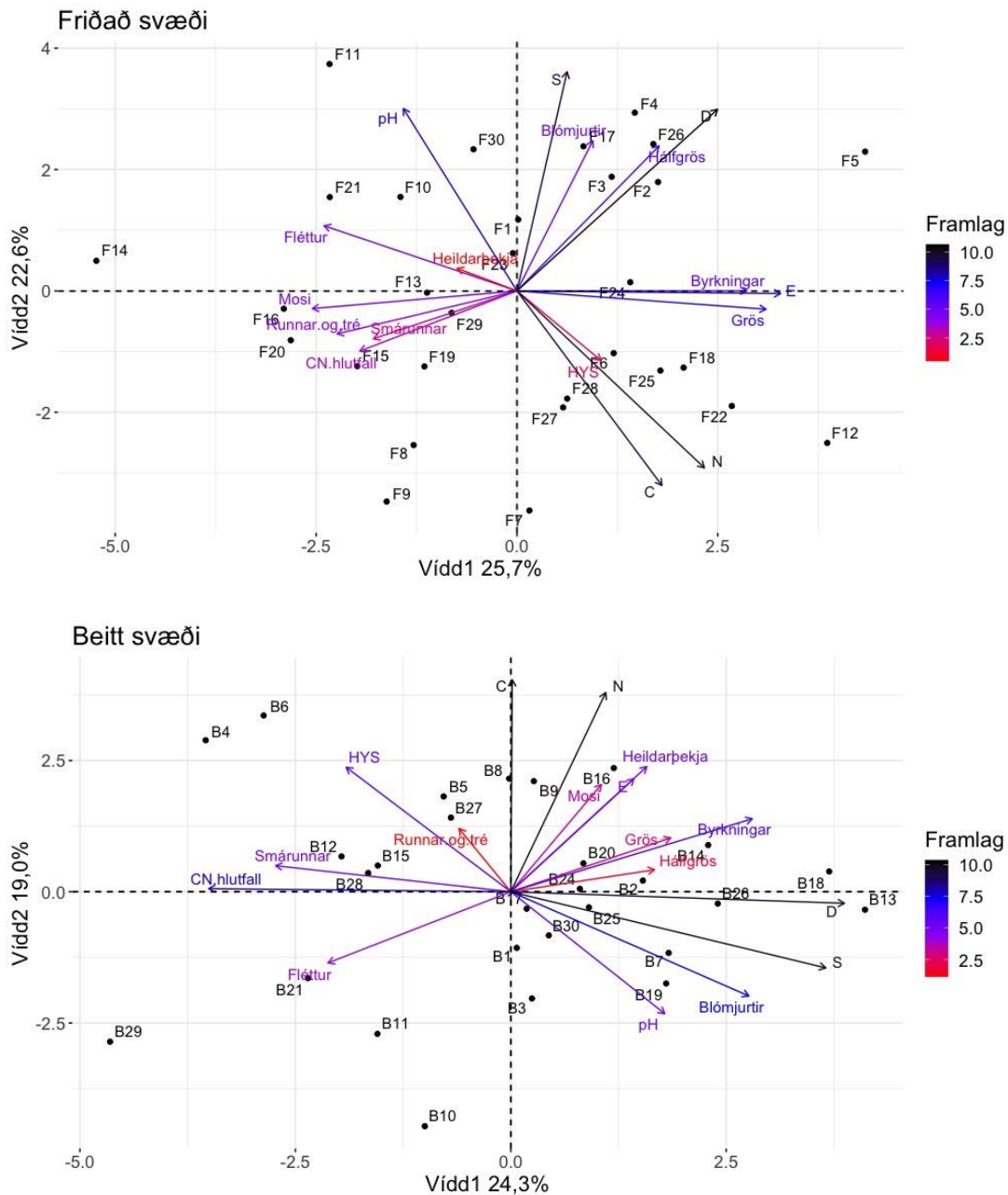
Ekki var marktækur munur á Shannon fjölbreytni sniða á beittu svæði $^1D_{\alpha-b}$ og friðuðu svæði $^1D_{\alpha-f}$, (U-próf, $p > 0,05$).

Tafla 9. Beta fjölbreytni. Beta (veltu)fjölbreytni er hér reiknuð eftir margföldunarreglu Whittakers og afleiddri jöfnu (Jafna 6; Jafna 7) út frá Shannon óreiðu og Shannon fjölbreytni á beittu svæði og friðuðu svæði (alfa) og samanlögðum svæðum (gamma), með gögnum úr töflu 8. Tegundaveltan milli beitts svæðis og samanlagðra svæða er um 2% ($1-0,98=0,02$), á milli friðaðs svæðis og samanlagðra svæða einnig um 2% ($1-1,02=-0,02$). Tegundavelta milli beitts og friðaðs svæðis er um 4% ($1-0,96=0,04$).

Samanburður	Svæði	Jafna	Hlutfall/mismunur	Hlutfall/mismunur
$^1D_{\beta-bf/b}$	Samanlögð/beitt	(Jafna 6)	$^1D_\gamma / ^1D_{\alpha-b}$	$11,0/11,22=0,98$
$^1D_{\beta-bf/f}$	Samanlögð/friðað	(Jafna 6)	$^1D_\gamma / ^1D_{\alpha-f}$	$11,0/10,74=1,02$
$H_{\beta-bf-b}$	Samanlögð-beitt	(Jafna 7)	$H_\gamma - H_{\alpha-b}$	$2,35-2,37=-0,02$
$H_{\beta-bf-f}$	Samanlögð-friðað	(Jafna 7)	$H_\gamma - H_{\alpha-f}$	$2,35-2,33=0,03$
$^1D_{\beta-b/f}$	Beitt/Friðað	-	$^1D_{\alpha-b} / ^1D_{\alpha-f}$	$10,74/11,22=0,96$

4.2 Samanburður eftir umhverfisfallanda

Í þessum kafla eru aðhvarfsferlar bornir saman með Akaike Information Criterion (AIC) í nokkrum tilfellum og tákna hnévísir hans stig aðhvarfsferilsins (margliðunnar). Öll snið eru tekin með í reikninginn nema annað sé tekið fram. Frumþáttagreining gefur vísbendingar um orsakasamhengi milli þekju einstakra plöntuhópa, fjölbreytnivísa og umhverfisþátta (Mynd 12).



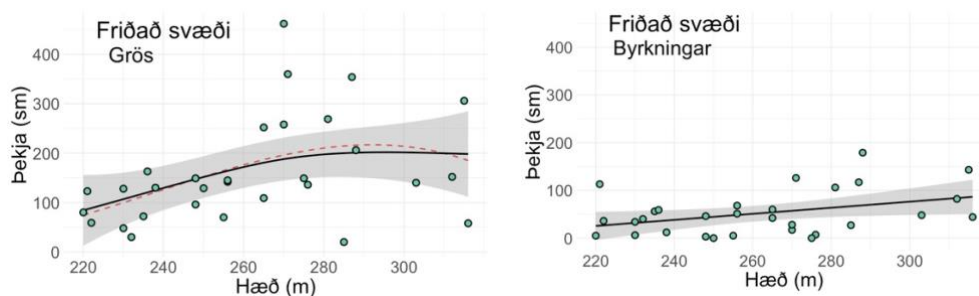
Mynd 12. Frumþáttagreining á þekju plöntuhópa, umhverfisbreyta og fjölbreytnivísa, á friðuðu svæði (ofar) og beittu svæði (neðar). Svartir punktar tákna snið, S = tegundaauðgi, D = Shannon fjölbreytni, E = tegundajafnræði, pH = sýrustig, C = kolefnishlutfall, N = köfnunarefnishlutfall, CN.hlutfall = C/N hlutfall og HYS = hæð yfir sjávarmáli. Litir og lengd örva tákna framlag til breytileika, horn milli örva gefur til kynna fylgni, 0° er mikil jákvæð fylgni og 180° er neikvæð fylgni, 90° er engin fylgni. Tveir óþekktir frumþættir, víddir 1 og 2, skýra um 40-50 % af breytileika. Byggt á 30 sniðum á friðuðu svæði og 28 sniðum á beittu svæði.

4.2.1 Hæð yfir sjávarmáli

4.2.1.1 Plöntuþekja

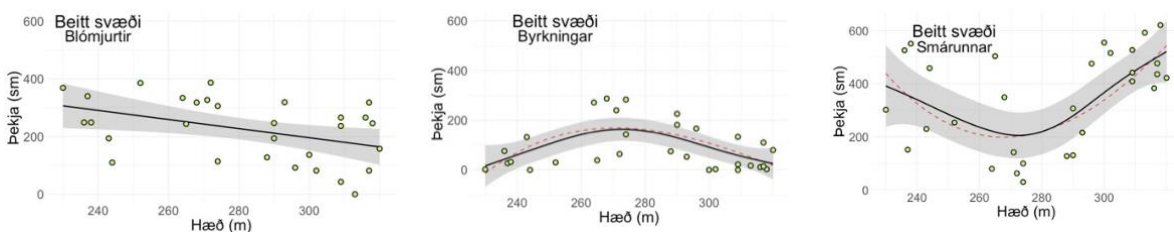
Ekki var marktækt samband milli heildarþekju sniða og hæðar, hvorki á beittu, friðuðu né samanlögðum svæðum, hvorki samkvæmt línulegu né ólínulegu aðhvarfi ($p > 0,05$).

Þegar þekja stakra plöntuhópa var borin saman við hæð á friðuðu svæði, greindist samband milli þekju grasa og hæðar, bæði línulegt og ólínulegt (annars og þriðjastigsjafna) ($F_{1,28}=4,75$, $R^2_{Adj}=0,11$, $t=2,2$, $p=0,038$, $F_{2,27}=4,41$, $R^2_{Adj}=0,19$, $t=-1,9$, $p=0,022$, $F_{3,26}=3,26$, $R^2_{Adj}=0,19$, $t=-0,98$, $p=0,038$, $AIC_{1,2,3}=365,3; 363,5; 364,5$). Á sama svæði var einnig línulegt samband milli byrkninga og hæðar ($F_{1,28}=4,88$, $R^2_{Adj}=0,11$, $t=2,2$, $p=0,038$) (Mynd 13).



Mynd 13. Samband þekju plöntuhópa við hæð yfir sjávarmáli á friðuðu svæði. Í tilfelli grasa sýnir ferillinn GAM-módel sem samsvarar vel meðaltali, táknuðu með rauðri strikallínu, af þremur marktækum aðhvarfsferlum (beinni línu, annarsstigs og þriðjastigs margliðum), enda geta mismunandi módel veitt ágætis meðaltal og skekkjumörk (Palmer, 2012).

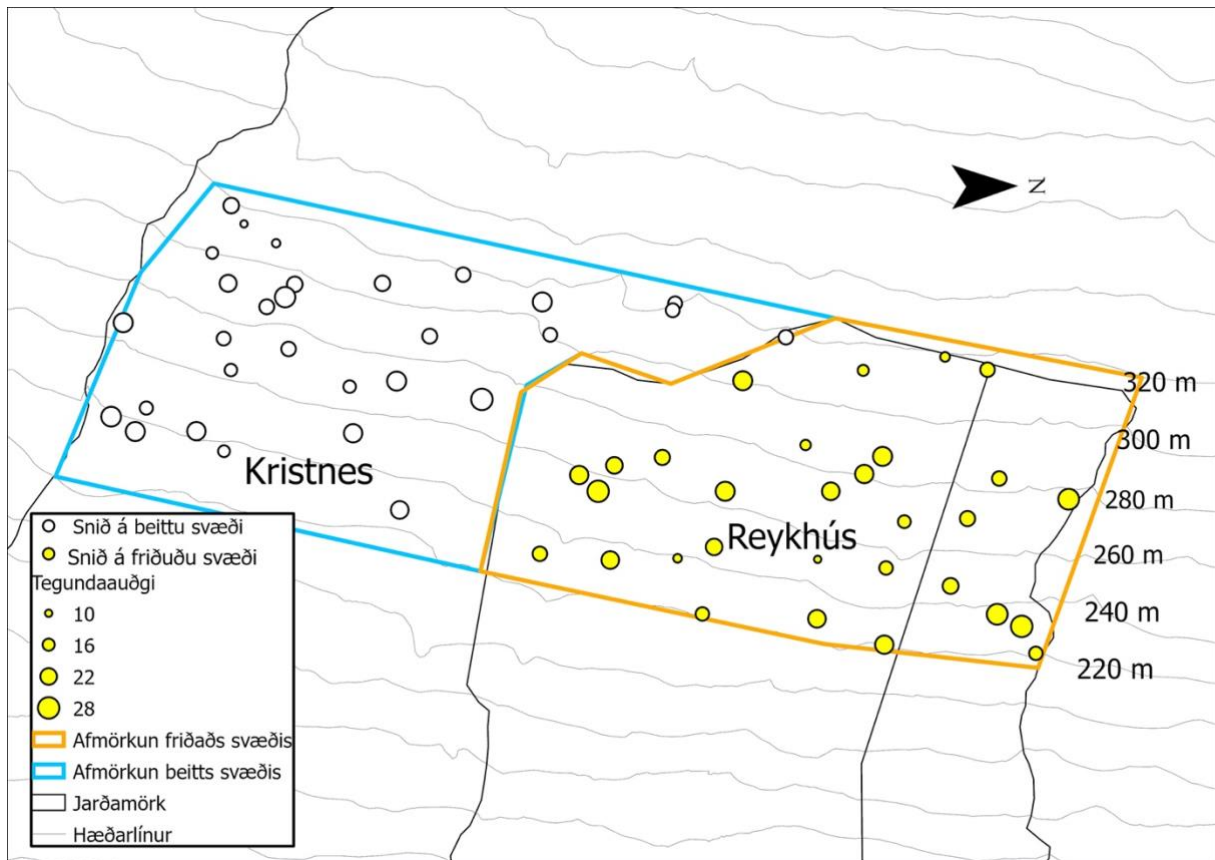
Þegar þekja stakra plöntuhópa var borin saman við hæð á beittu svæði, greindist línulegt samband milli blómjurta og hæðar ($F_{1,28}=6,17$, $R^2_{Adj}=0,15$, $t=-2,5$, $p=0,019$), ólínulegt (annars og þriðjastigsjafna) milli byrkninga og hæðar ($F_{2,27}=7,32$, $R^2_{Adj}=0,30$, $t=-3,8$, $p=0,0029$, $F_{3,26}=5,25$, $R^2_{Adj}=0,31$, $t=1,0$, $p=0,0057$, $AIC_{2,3}=351,9; 352,6$) og ólínulegt (annars og þriðjastigsjafna) milli smárunna og hæðar ($F_{2,27}=8,80$, $R^2_{Adj}=0,35$, $t=3,5$, $p=0,0011$, $F_{3,26}=5,77$, $R^2_{Adj}=0,33$, $t=-0,46$, $p=0,0037$, $AIC_{2,3}=388,7; 390,5$) (Mynd 14).



Mynd 14. Samband þekju plöntuhópa og hæðar yfir sjávarmáli á beittu svæði. Í tilfelli byrkninga og smárunna sýnir svart ferillinn GAM-módel sem samsvarar vel meðaltali, táknuðu með rauðri strikallínu, af tveimur marktækum aðhvarfsferlum (annarsstigs og þriðjastigs margliðum).

4.2.1.2 Tegundaauðgi

Ekki var marktækt samband milli tegundaauðgi^{0D_a} og hæðar, hvorki á beittu, friðuðu né samanlögðum svæðum, hvorki samkvæmt línulegu né ólínulegu aðhvarfi ($p > 0,05$) (Mynd 15).



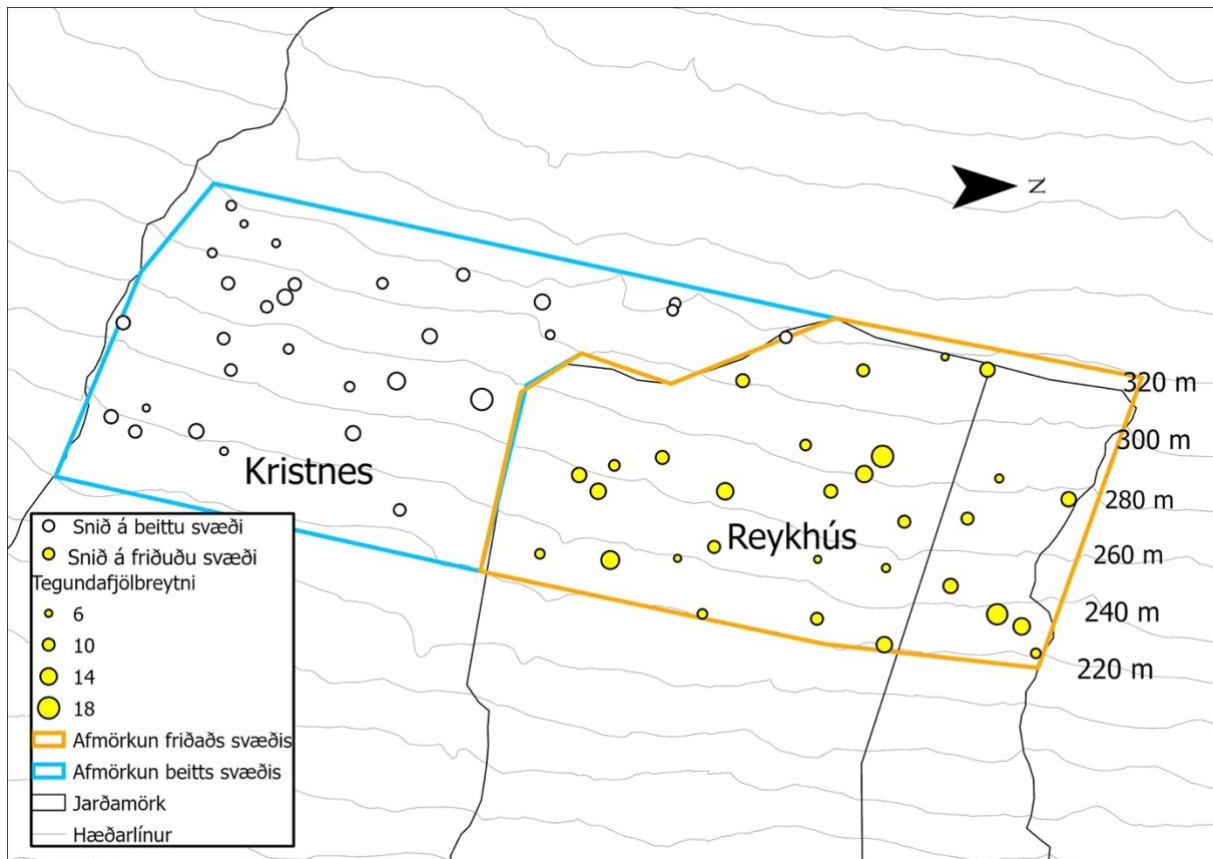
Mynd 15. Tegundaauðgi og hæð yfir sjávarmáli. Tegundaauðgi á sniðum var á bilinu 9-31 tegund á beittu svæði og á bilinu 10-28 tegundir á friðuðu svæði. Marktæk fylgni milli tegundaauðgi og hæðar yfir sjávarmáli greindist hvorki á friðuðu né beittu svæði.

4.2.1.3 Tegundajafnræði

Ekki var marktækt samband milli tegundajafnræðis og hæðar, hvorki á beittu, friðuðu né samanlögðum svæðum, hvorki samkvæmt línulegu né ólínulegu aðhvarfi ($p > 0,05$) (ekki sýnt).

4.2.1.4 Tegundafjölbreytni

Ekki var marktækt samband milli tegundafjölbreytni^{1D_a} og hæðar yfir sjávarmáli, hvorki á beittu, friðuðu né samanlögðum svæðum, hvorki samkvæmt línulegu né ólínulegu aðhvarfi ($p > 0,05$) (Mynd 16).

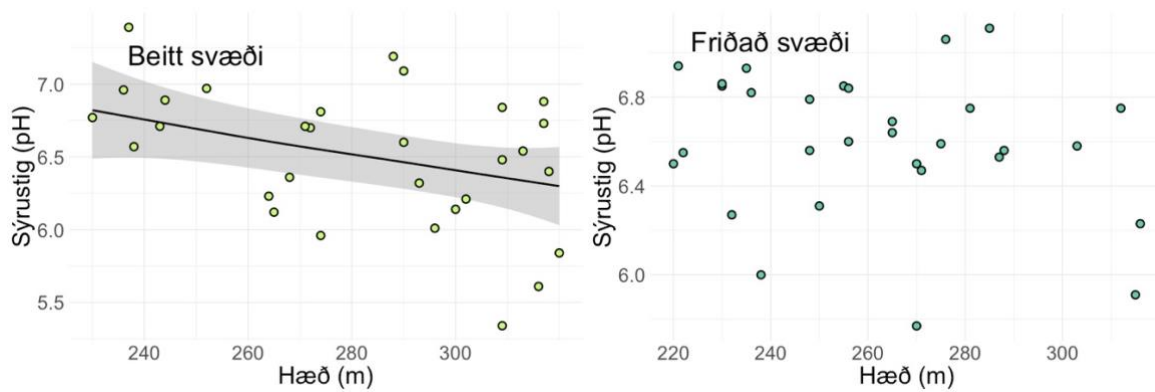


Mynd 16. Tegundafjölbreytni (Shannon fjölbreytni) og hæð yfir sjávarmáli. Tegundafjölbreytni á sniðum var á bilinu 5,7-22,4 á beittu svæði og á bilinu 5,7-18,4 á friðuðu svæði. Marktæk fylgni milli tegundafjölbreytni og hæðar yfir sjávarmáli greindist hvorki á friðuðu né beittu svæði.

4.2.2 Sýrustig jarðvegs

Meðalsýrustig sniða yfir samanlögð beitt og friðað svæði var $\text{pH}=6,55 \pm 0,40$, á beittu svæði $\text{pH}=6,59 \pm 0,47$ og á friðuðu svæði $\text{pH}=6,51 \pm 0,32$. Munurinn var ekki marktækur (U-próf, $p>0,05$).

Sýrustig lækkaði línulega og ólínulega (annarstig og þriðjastigs margliða) með hæð yfir sjávarmáli á samanlögðum svæðum ($F_{1,58}=8,50$, $R^2_{\text{Adj}}=0,11$, $t=-2,9$, $p=0,0051$, $F_{2,57}=4,52$, $R^2_{\text{Adj}}=0,11$, $t=-0,77$, $p=0,015$, $F_{3,56}=3,03$, $R^2_{\text{Adj}}=0,09$, $t=-0,43$, $p=0,037$) (ekki sýnt), einnig línulega á beittu svæði einu og sér ($F_{1,28}=6,77$, $R^2_{\text{Adj}}=0,17$, $t=-2,60$, $p=0,015$), en ekki friðuðu svæði einu og sér ($p>0,05$) (Mynd 17).

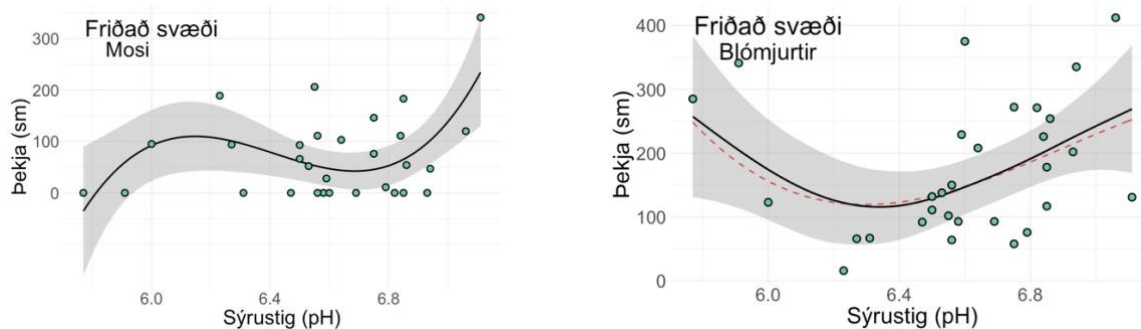


Mynd 17. Sýrustig og hæð yfir sjávarmáli. Marktækt línulegt neikvætt samband var milli sýrustigs í jarðvegi og hæðar á beittu svæði (til vinstri). Ekki fannst marktækt samband milli sömu þátta á friðuðu svæði (til hægri).

4.2.2.1 Plötuþekja og sýrustig

Ekki var marktækt samband milli heildarþekju plantna á sniðum og sýrustigs, hvorki á beittu, friðuðu né samanlögðum svæðum, hvorki samkvæmt línulegu né ólínulegu aðhvarfi ($p > 0,05$).

Þegar þekja stakra plöntuhópa var borin saman við sýrustig jarðvegs á friðuðu svæði fannst ólínulegt samband (þriðjastigs margliða) milli mosa og sýrustigs ($F_{3,26}=4,16$, $R^2_{Adj}=0,25$, $t=2,9$, $p=0,016$) og ólínulegt (annars og þriðjastigs margliða) milli blómjurtar og sýrustigs ($F_{2,27}=4,96$, $R^2_{Adj}=0,21$, $t=3,0$, $p=0,015$, $F_{3,26}=4,32$, $R^2_{Adj}=0,26$, $t=-1,6$, $p=0,013$, $AIC_{2,3}=362,0$; $361,2$) (Mynd 18). Ekkert samband fannst milli þekju byrkninga, fléttna, grasa, hálfgrasa, smárunna, trjáa og runna annars vegar og sýrustigs hinsvegar.



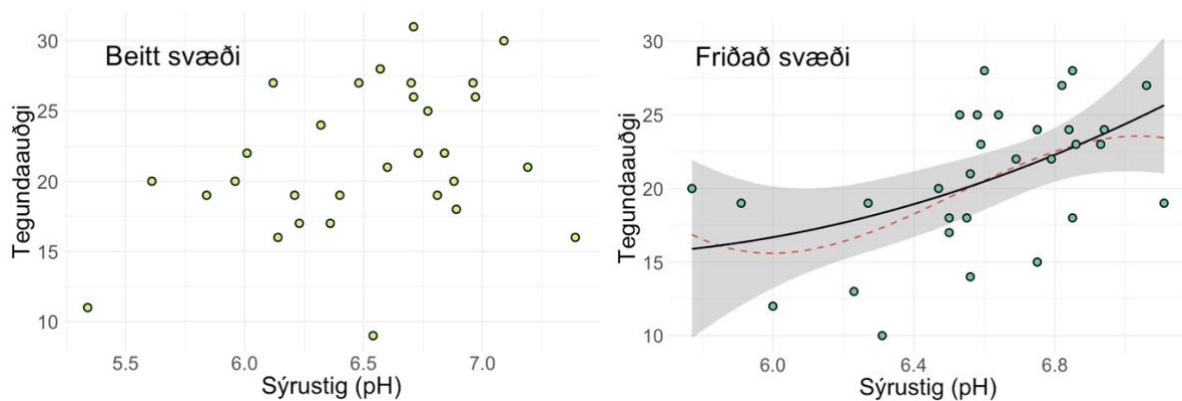
Mynd 18. Samband þekju plöntuhópa við sýrustig í jarðvegi á friðuðu svæði. Marktækt ólínulegt samband fannst milli þekju mosa og sýrustigs í jarðvegi (til vinstri) og milli þekju blómjurtar og sýrustigs í jarðvegi (til hægri).

Þegar þekja stakra plöntuhópa var borin saman við sýrustig jarðvegs á beittu svæði fannst ekkert samband, hvorki línulegt né ólínulegt.

4.2.2.2 Tegundaauðgi og sýrustig

Línulegt og ólínulegt (annars og þriðjastigsmargliða) samband var milli tegundaauðgi 0D_a og sýrustigs, á friðuðu svæði ($F_{1,58}=9,26$, $R^2_{Adj}=0,22$, $t=3,0$, $p=0,0051$, $F_{2,57}=4,68$, $R^2_{Adj}=0,20$,

$t=0,57$, $p=0,018$, $F_{3,56}=6,08$, $R^2_{Adj}=0,34$, $t=-2,62$, $p=0,0028$) og á samanlögðum svæðum ($F_{1,58}=10,21$, $R^2_{Adj}=0,14$, $t=3,20$, $p=0,0023$, $F_{2,57}=5,51$, $R^2_{Adj}=0,13$, $t=-0,92$, $p=0,0065$, $F_{3,56}=4,19$, $R^2_{Adj}=0,14$, $t=-1,21$, $p=0,0096$), en ekki beittu svæði, hvorki samkvæmt línulegu né ólínulegu aðhvarfi ($p>0,05$) (Mynd 19).



Mynd 19. Tegundaauði og sýrustig í jarðvegi. Tegundaauði jókst með hækkandi sýrustigi á friðuðu svæði (til hægri). Ekki fannst marktækt samband á beittu svæði (til vinstri).

4.2.2.3 Tegundajafnræði og sýrustig

Ekki var marktækt samband milli tegundajafnræðis og sýrustigs, hvorki á beittu, friðuðu né samanlögðum svæðum, hvorki samkvæmt línulegu né ólínulegu aðhvarfi ($p>0,05$).

4.2.2.4 Tegundafjölbreytni og sýrustig

Ekki var marktækt samband milli tegundafjölbreytni $^1D_\alpha$ og sýrustigs, hvorki á beittu, friðuðu né samanlögðum svæðum, hvorki samkvæmt línulegu né ólínulegu aðhvarfi ($p>0,05$).

4.2.3 C, N og C/N hlutföll í jarðvegi

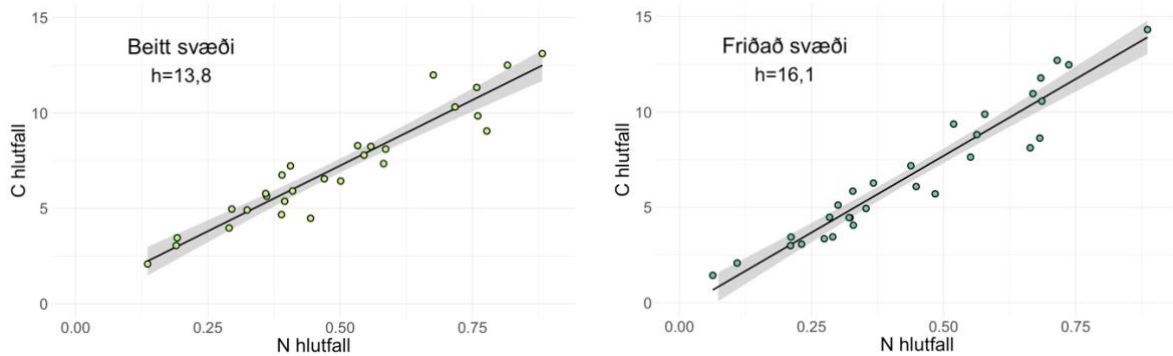
Allir útreikningar í þessum kafla miðast við 28 snið á beittu svæði og 30 snið á friðuðu svæði.

Meðal C hlutfall sniða yfir samanlögð svæði var $6,95\% \pm 3,20$, á beittu svæði $7,11\% \pm 2,91$ og á friðuðu svæði $6,79\% \pm 3,49$. Munurinn var ekki marktækur (U-próf, $p>0,05$).

Meðal N hlutfall sniða yfir samanlögð svæði var $0,47\% \pm 0,20$, á beittu svæði $0,49\% \pm 0,20$ og á friðuðu svæði $0,44\% \pm 0,21$. Munurinn var ekki marktækur (U-próf, $p>0,05$).

Meðal C/N hlutfall sniða yfir samanlögð svæði var $15,1 \pm 2,27$, á beittu svæði $14,7 \pm 1,92$ og á friðuðu svæði $15,4 \pm 2,53$. Munurinn var ekki marktækur (U-próf, $p>0,05$).

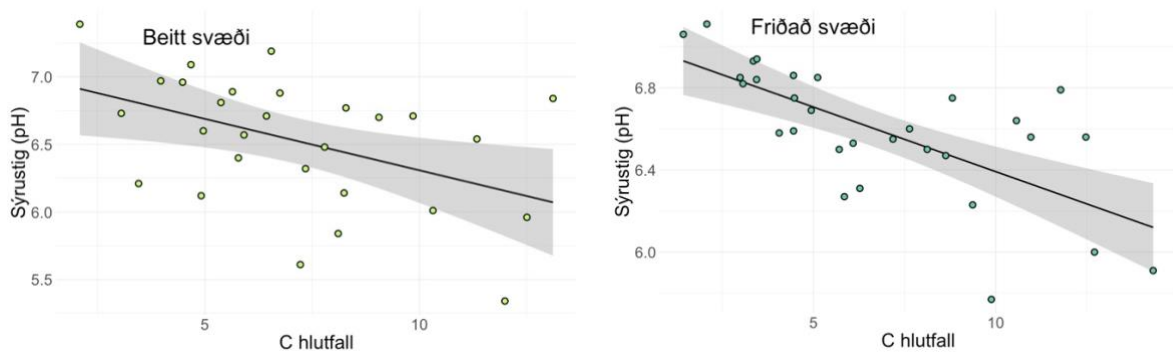
Línulegt samband var milli C og N hlutfalla á beittu svæði ($F_{1,26}=232,1$, $R^2_{Adj}=0,90$, $t=15,2$, $p=p=1,79e^{-14}$, hallatala=13,8), á friðuðu svæði ($F_{1,28}=339,4$, $R^2_{Adj}=0,92$, $t=18,4$, $p<2e^{-16}$, hallatala=16,1) (Mynd 20) og samanlögðum svæðum ($F_{1,56}=534,5$, $R^2_{Adj}=0,90$, $t=23,12$, $p<2e^{-16}$, hallatala= 14,9) (ekki sýnt).



Mynd 20. C/N hlutfall í jarðvegi á beittu og friðuðu svæði. Marktækt línulegt samband var milli C hlutfalls og N hlutfalls í jarðvegi á beittu svæði (til vinstri) og friðuðu svæði (til hægri). Byggt á 28 sniðum á beittu svæði og 30 sniðum á friðuðu svæði.

4.2.3.1 Samband sýrustigs og C, N og C/N hlutfalla

Línulegt samband var milli sýrustigs og C hlutfalls á beittu svæði ($F_{1,26}=6,94$, $R^2_{Adj}=0,18$, $t=-2,6$, $p=0,014$), friðuðu svæði ($F_{1,28}=24,6$, $R^2_{Adj}=0,45$, $t=-5,0$, $p=3,1e^{-5}$) (Mynd 21) og á samanlögðum svæðum ($F_{1,56}=23,1$, $R^2_{Adj}=0,30$, $t=-4,8$, $p=1,2e^{-5}$) (ekki sýnt).



Mynd 21. Samband sýrustigs við C hlutfall í jarðvegi. Marktækt neikvætt samband var milli sýrustigs og C hlutfalls í jarðvegi á beittu svæði (til vinstri) og friðuðu svæði (til hægri). Byggt á 28 sniðum á beittu svæði og 30 sniðum á friðuðu svæði.

Línulegt neikvætt samband var milli sýrustigs og N hlutfalls á friðuðu svæði ($F_{1,28}=20,6$, $R^2_{Adj}=0,40$, $t=-4,5$, $p=9,8e^{-5}$) og samanlögðum svæðum ($F_{1,56}=14,2$, $R^2_{Adj}=0,19$, $t=-3,8$, $p=4,0e^{-4}$) (ekki sýnt) en ekki á beittu svæði ($p>0,05$).

Línulegt neikvætt samband var milli sýrustigs og C/N hlutfalls á beittu svæði ($F_{1,26}=5,52$, $R^2_{Adj}=0,14$, $t=-2,4$, $p=0,027$) (ekki sýnt) en hvorki á friðuðu né samanlögðum svæðum ($p>0,05$).

4.2.3.2 Samband C, N og C/N hlutfalla og hæðar yfir sjávarmáli

Línulegt jákvætt samband var milli C hlutfalls og hæðar yfir sjávarmáli á beittu svæði ($F_{1,26}=4,05$, $R^2_{Adj}=0,05$, $t=2,0$, $p=0,049$) (ekki sýnt) en hvorki á friðuðu né samanlögðum svæðum ($p>0,05$).

Ekki var marktækt línulegt samband milli N hlutfalls og hæðar yfir sjávarmáli, hvorki á beittu, friðuðu né samanlögðum svæðum ($p>0,05$).

Línulegt jákvætt samband var milli C/N hlutfalls og hæðar yfir sjávarmáli á beittu svæði ($F_{1,26}=5,33$, $R^2_{Adj}=0,17$, $t=2,3$, $p=0,029$) (ekki sýnt) en hvorki á friðuðu né samanlögðum svæðum ($p>0,05$).

4.2.3.3 Plöntuþekja og C, N og C/N hlutföll

4.2.3.3.1 Heildarþekja og C, N og C/N hlutföll

Ekkert samband fannst milli heildarþekju og C/N hlutfalla í jarðvegi, hvorki á beittu, friðuðu né samanlögðum svæðum, hvorki línulegt né ólínulegt ($p>0,05$).

Ólínulegt neikvætt samband (annarsstigs margliða) var milli heildarþekju og C hlutfalls á beittu svæði ($F_{2,25}=3,90$, $R^2_{Adj}=0,18$, $t=-2,2$, $p=0,034$) (ekki sýnt) en hvorki friðuðu né samanlögðum svæðum. Ekkert línulegt samband var milli þessara þátta.

Ólínulegt neikvætt samband (annarsstigs margliða) var milli heildarþekju og N hlutfalls á beittu svæði ($F_{2,25}=5,3$, $R^2_{Adj}=0,24$, $t=-2,5$, $p=0,0012$) (ekki sýnt) en hvorki friðuðu né samanlögðum svæðum. Ekkert línulegt samband var milli þessara þátta.

4.2.3.3.2 Þekja plöntuhópa og C, N og C/N hlutföll

Hér verður látið nægja að gefa upp hvort ekkert samband, línulegt eða ólínulegt samband fannst milli þátta, þriðjastigs aðhvarfsjöfnur voru ekki prófaðar (Tafla 10).

Tafla 10. Þekja plöntuhópa og C, N og C/N hlutföll í jarðvegi. Samband plöntuhópaþekju og nefndra jarðvegsþátta var skoðað með línulegu og ólínulegu aðhvarfi (einungis annarsstigsjafna skoðuð). Eins og fyrr er tveimur sniðum á beittu svæði sleppt þar sem útreikningar vegna C, N og C/N hlutfalla koma við sögu. Stig aðhvarfsjöfnu er gefið upp (1 og 2) og hvort samband var jákvætt (+) eða neikvætt (-), þar sem marktækni fannst.

Gróðurflokkur	Svæði	Fjöldi sniða	C/N	C	N
Mosar	Samanlögð	58			
	Beitt	28			
	Friðað	30	1(+), 2(-)		
Fléttur	Samanlögð	58	1(+)		1(-)
	Beitt	28	2(+)		
	Friðað	30	1(+), 2(+)		2(+)
Grös	Samanlögð	58	1(-)	2(-)	1(+), 2(-)
	Beitt	28		2(-)	2(-)
	Friðað	30			1(+), 2(+)
Hálfgrös	Samanlögð	58			
	Beitt	28			
	Friðað	30			
Blómjurtir	Samanlögð	58			
	Beitt	28			
	Friðað	30		2(+)	2(+)
Smárunnar	Samanlögð	58			
	Beitt	28			
	Friðað	30			

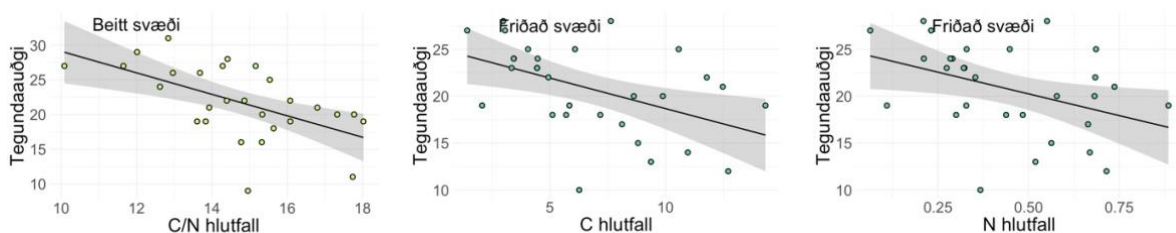
Runnar og tré	Samanlögð	58	1(-)	1(+), 2(+)
	Beitt	28		
	Friðað	30		
Byrkningar	Samanlögð	58	1(-)	1(+), 2(+)
	Beitt	28		
	Friðað	30		

4.2.3.4 Tegundaauðgi og C, N og C/N hlutföll

Línulegt samband var milli tegundaauðgi $^0D_\alpha$ og C hlutfalls á friðuðu svæði ($F_{1,28}=8,17$, $R^2_{Adj}=0,20$, $t=-2,9$, $p=0,0080$) (Mynd 22) og samanlögðum svæðum ($F_{1,56}=8,72$, $R^2_{Adj}=0,12$, $t=-3,0$, $p=0,0050$) (ekki sýnt) en ekki á beittu svæði ($p>0,05$)

Línulegt samband var milli tegundaauðgi $^0D_\alpha$ og N hlutfalls á friðuðu svæði ($F_{1,28}=5,40$, $R^2_{Adj}=0,13$, $t=-2,3$, $p=0,028$) (Mynd 22) en hvorki á beittu né samanlögðum svæðum ($p>0,05$).

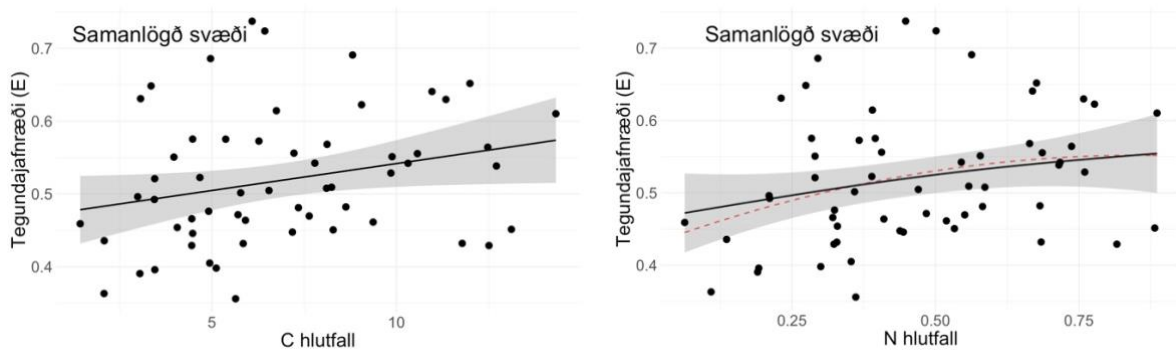
Línulegt samband var milli tegundaauðgi $^0D_\alpha$ og C/N hlutfalls á beittu svæði ($F_{1,26}=12,5$, $R^2_{Adj}=0,30$, $t=-3,5$, $p=0,0015$) (Mynd 22) og samanlögðum svæðum ($F_{1,56}=10,6$, $R^2_{Adj}=0,14$, $t=-3,3$, $p=0,0019$) (ekki sýnt) en ekki á friðuðu svæði ($p>0,05$).



Mynd 22. Samband tegundaauðgi og C, N og C/N hlutfalla í jarðvegi. Marktækt línulegt samband var milli tegundaauðgi og C/N hlutfalls í jarðvegi á beittu svæði (til vinstri), milli tegundaauðgi og C hlutfalls í jarðvegi á friðuðu svæði (fyrir miðju) og milli tegundaauðgi og N hlutfalls í jarðvegi á friðuðu svæði (til hægri). Byggt á 28 sniðum á beittu svæði og 30 sniðum á friðuðu svæði.

4.2.3.5 Tegundajafnræði og C, N og C/N hlutföll

Línulegt samband var milli tegundajafnræðis og C hlutfalls á samanlögðum svæðum ($F_{1,56}=4,14$, $R^2_{Adj}=0,05$, $t=2,0$, $p=0,047$) (Mynd 23). Línulegt og ólínulegt samband (annarsstigs margliða) var milli tegundajafnræðis og N hlutfalls á samanlögðum svæðum ($F_{1,56}=4,91$, $R^2_{Adj}=0,06$, $t=2,2$, $p=0,031$, $F_{2,55}=3,32$, $R^2_{Adj}=0,075$, $t=-1,3$, $p=0,043$, $AIC_{1,2}=-114,2$; $-113,9$) (Mynd 23).



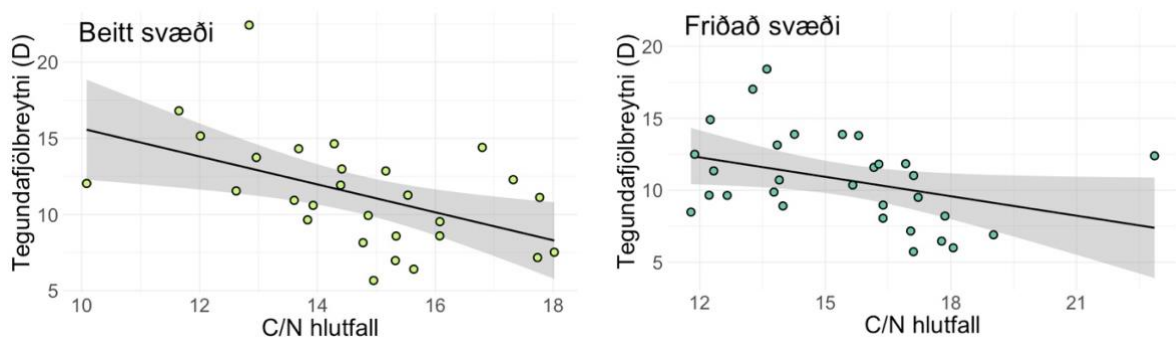
Mynd 23. Samband tegundajafnræðis og C og N hlutfalla í jarðvegi. Tegundajafnræði jókst með hækkandi C og N hlutföllum á samanlögðum svæðum. Þegar skipt var upp eftir beit/friðun var sama tilhneiging í gögnum í öllum tilfellum en fylgni ekki marktæk. Byggt á 28 sniðum á beittu svæði og 30 sniðum á friðuðu svæði.

Ekki var marktækt samband milli þessara þátta á friðuðu og beittu svæði einum og sér ($p > 0,05$). Ekki var marktækt samband milli tegundajafnræðis og C/N hlutfalls, hvorki á beittu, friðuðu, né samanlögðum svæðum ($p > 0,05$).

4.2.3.6 Tegundafjölbreytni og C, N og C/N hlutföll

Ekki var marktækt línulegt samaband milli tegundafjölbreytni $^1D_\alpha$ og C og N hlutfalla, hvorki á beittu, friðuðu né samanlögðum svæðum ($p > 0,05$).

Línulegt samband var milli tegundafjölbreytni $^1D_\alpha$ og C/N hlutfalls á beittu ($F_{1,26}=8,18$, $R^2_{Adj}=0,21$, $t=-2,9$, $p=0,0082$), friðuðu ($F_{1,28}=4,29$, $R^2_{Adj}=0,10$, $t=-2,1$, $p=0,048$) (Mynd 24) og samanlögðum svæðum ($F_{1,56}=11,9$, $R^2_{Adj}=0,16$, $t=-3,5$, $p=0,0011$) (ekki sýnt).



Mynd 24. Samband tegundafjölbreytni ($^1D_\alpha$) og C/N hlutfalls í jarðvegi. Tegundafjölbreytni minnkaði línulega með hækkandi C/N hlutfalli á báðum svæðum. Byggt á 28 sniðum á beittu svæði og 30 sniðum á friðuðu svæði.

5. Umræða

Samkvæmt vistgerðakorti NÍ eru tvær helstu vistgerðir beggja samanburðarsvæða starungsmýravist og snarrótarvist. Af öðrum sameiginlegum vistgerðum má nefna víðimóa-, víðikjarr-, víðimela-, grasmóa-, grasengja-, língresis og vinguls-, flagmóa- og lyngmóavistir. Í Kristnesfjalli er svo að finna blómgresisvist og í Reykhúsahólfi má finna fjalldrapamóa-, hraungambra-, hélumosa-, eyðimela- og stinnastararvist, samkvæmt sama korti (Náttúrufræðistofnun Íslands, 2018). Heldur fleiri vistgerðir virðast vera í Reykhúsahólfi og rímar það ágætlega við landslag og gróðurfar sem er ögn fjölbreyttara á að líta þeim megin. Svosem fyrr segir eru tveir nokkuð áberandi melhryggir Reykhúsa megin en einn í Kristnesfjalli. Það jafnaðist þó að einhverju leyti út í þessari athugun vegna lögunar Reykhúsahólfs, sem gerði það að verkum að álíka stórt flatarmál af Syðrihrygg í Kristnesfjalli var innan afmörkunar beitts svæðis og af hryggjunum tveimur á friðaða svæðinu. Álíka fjöldi sniða lenti í rýru mólendi utan í melhryggjum á báðum svæðum (sjá viðauka 2).

Eins og fyrr er getið og svosem sjá má af upptalningu vistgerða hér á undan, þá eru svæðin mósaík ýmissa gróðursamfélaga. Af því leiðir að skil milli mólendis og annarra vistgerða eru ekki alltaf skörp. Í niðurstöðum þessarar athugunar fljóta því nokkrar plöntutegundir með í tegundaauðgi mólendisplantna, sem eiga frekar heima innan annarra vistgerða, til dæmis hálmgresi, mýrelfting, hrossanál og klófífa.

Það kom á óvart að ekki skyldi greinast meiri munur á tegundaauðgi svæðanna, sem er nánast sú sama, 71 tegund á friðuðu og 70 á beittu. Reiknað var með töluvert fleiri tegundum vegna friðunar og landslags í Reykhúsahólfi. Meðalfjöldi tegunda á hvert snið var ögn hærri á beitta svæðinu (21,5) en því friðaða (20,8) og meðalþekja á hvert snið var einnig hærri þar. Ekki greindist marktækur munur á þessum matstærðum milli svæðanna. Hið sama á við um jafnræðis- og fjölbreytnivísa, hvergi var marktækan munur að finna, hvort sem það var Shannon jafnræði, Shannon óreiða, Shannon fjölbreytni, eða aðrar útgáfur af fjölbreytni vísunum (sjá viðauka 1). Aftur á móti var marktækur munur, hvort sem borinn var saman svipur svæða út frá gögnum um nærveru/fjarveru tegunda samkvæmt Anosim-prófi, eða breytileiki þekjutalna milli svæða samkvæmt Permdisp-prófi. Með öðrum orðum, voru sniðin marktækt breytilegri á beitta svæðinu (Mynd 8). Einnig var marktækur munur á þekju smárunna milli svæðanna samkvæmt U-prófi (Mynd 6).

Í þessu samhengi má hafa í huga að hæð plantna var ekki metin í þessari rannsókn og trúlega hefði meiri munur fundist, einkum á runnum og trjám ef svo hefði verið. Ef litið er yfir myndir af sniðum sést að sjálfsprottinn trjá- og runnagróður er kominn í talsvert meiri hæð frá jörðu á

friðaða svæðinu en því beitta (sjá viðauka 2). Mögulega hefði einnig þurft stærri snið til að greina betur þekju runna og trjáa. Hinsvegar voru runnategundir furðu útbreiddar á beitta svæðinu þó lágvaxnar væru. Svæðið bar merki um lítið beitarálag og plöntusamfélög þar eru í sókn um þessar mundir. Beitarþungi hefur verið lítill í fjallinu síðustu þrjá áratugi (Mynd 3) og uppgangur trjá- og runnagróðurs á svæðinu ber því glöggvitni. Af ofansögðu leiðir að ekki greindist marktækur munur á þekju trjá- og runnagróðurs milli svæðanna. Forvitnilegt verður að fylgjast með þróuninni næstu ár og áratugi.

5.1 Samband beitar og plantna

5.1.1 Tegundasamsetning

Af 78 tegundum sem fundust á samanlögðum svæðum voru 63 sameiginlegar, sjö fundust eingöngu á beittu svæði og átta eingöngu á friðuðu svæði. Þær sem fundust eingöngu á öðruhvorum svæðinu voru allt frá sjaldgæfum upp í all algengar. Þannig fannst aðeins einn einstaklingur af stafafuru á beittu svæði en enginn á friðuðu og einn einstaklingur af reyniviði á friðuðu svæði en enginn á beittu. Af smárunnum voru fimm sameiginlegar tegundir en tvær fundust eingöngu á friðuðu svæði, aðalbláber og hrútaber. Tvær tegundir hálfgrasa fundust eingöngu á beittu svæði, klófífa og hnappstör en níu tegundir fundust á báðum svæðum. Af grastegundum voru ellefu sameiginlegar en hálmgresi fannst eingöngu á beittu og móalógresi á friðuðu svæði. Tuttugu og fimm tegundir blómjurta voru sameiginlegar en smjörgras, blágresi, gleym-mér-ei og lindadúnurt fundust eingöngu á friðuðu svæði og jakobsfífill, flagahnoðri og hagavorblóm eingöngu á beittu svæði. Mosar og fléttur fundust á báðum svæðum, sem og sex tegundir byrkninga (Tafla 11).

Í þessari upptalningu er eingöngu átt við plöntutegundir sem lentu á sniðum. Þegar gengið var milli sniða fundust í nokkrum tilfellum tegundir sem ekki lentu á sniðum á viðkomandi svæði, án þess að leitað væri sérstaklega að þeim. Á beittu svæði voru það einir, fjallasveifgras, reyniviður, aðalbláber, móalógresi, gleym-mér-ei, lindadúnurt og dýragras. Á friðuðu svæði voru það einir, fjallasveifgras, klófífa, hálmgresi og vallhumall. Af þessum ellefu tegundum voru fjórar utan sniða beggja svæðanna en sjö á sniðum annars svæðisins.

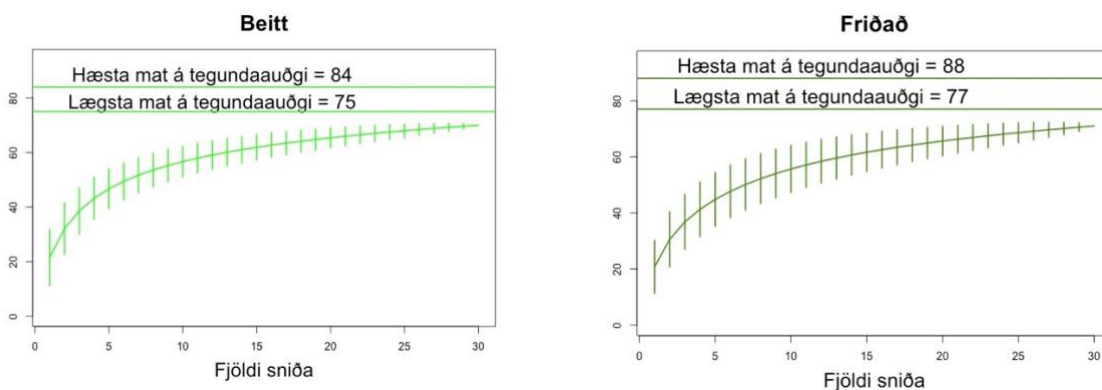
Engin þeirra fimmtán tegunda sem fundust eingöngu á sniðum annars svæðisins voru í nægilegu magni til að munurinn greindist marktækur og sjö þeirra fundust innan beggja svæða þó þær lentu ekki á sniðum beggja, eins og getið er um hér á undan. Stafafura, blágresi, hrútaber, hnappstör, smjörgras, flagahnoðri, jakobsfífill og hagavorblóm voru þær einu sem voru alveg bundnar við annaðhvort svæðið samkvæmt þessari athugun. Flagahnoðri, jakobsfífill og

hagavorblóm eru smágerðar og strjálar tegundir og kunna því vel að hafa leynst á báðum svæðum þó þær hafi ekki sést nema á öðru þeirra (Tafla 11).

Tafla 11. Fjöldi sameiginlegra tegunda og tegunda sem fundust eingöngu á beittu eða friðuðu svæði. Í þessum tölum eru plöntuhóparnir mosar og fléttur taldir sem ein tegund hvor og hið sama á við um ættkvíslirnar língresi og undafífla.

Plöntuhópar	Eingöngu á beittu svæði	Sameiginlegar	Eingöngu á friðuðu svæði	Samtals tegundir
Mosar		1		1
Fléttur		1		1
Grös	1	11	1	13
Hálfgrös	2	9		11
Blómjurtir	3	25	4	32
Smárunnar		5	2	7
Tré og runnar	1	5	1	7
Byrkningar		6		6
Samtals tegundir	7	63	8	78

Að öllu meðtöldu, bæði tegundum sem lentu á sniðum og utan þeirra, fundust 80 æðplöntutegundir í mólendi, auk mosa og fléttna, á samanlögðum svæðum. Í þeirri tölu eru língresi og undafíflar sem aðeins voru greind til ættkvísla, þannig að æðplöntutegundir hafa trúlega verið eitthvað fleiri. Þrátt fyrir að ein og ein tegund fyndist á báðum svæðum utan en ekki innan sniða, þá virðast sniðin hafa endurspeglad tegundaauðgi svæðanna nokkuð vel (Mynd 25).



Mynd 25. Ætluð tegundaauðgi mólendisplantna á beittu og friðuðu svæði út frá séðri tegundaauðgi á sniðum. Hæsta mat byggir á **vasahnífs** aðferð en lægsta mat á **bomsuhanka** aðferð. Séð tegundaauðgi á sniðum á beittu svæði var 70 tegundir og á friðuðu svæði 71 tegund. Ef séðar tegundir utan sniða eru meðtaldar var tegundaauðgi á beittu svæði 78 tegundir og á friðuðu svæði 76 tegundir. Þessi viðbót er tegundir sem sáust þegar gengið var milli sniða, án þess að leitað væri sérstaklega að þeim. Í þessum tölum eru plöntuhóparnir mosar og fléttur taldir sem ein tegund hvor og hið sama á við um ættkvíslirnar língresi og undafífla.

Að því gefnu að raunveruleg tegundaauðgi hvors svæðis hafi verið á bilinu 75 - 90 tegundir mólendis-æðplantna, má gera ráð fyrir að 10 - 20 þeirra hafi verið það fátíðar eða lítt dreifðar

að fjarvera þeirra í gögnum hafi ekki breytt niðurstöðum svo heitið gæti. Það má marka af kúfunum hér að framan sem eru orðnar nokkuð láréttar á síðustu 10 - 15 sniðunum (Mynd 25).

5.1.2 Tengsl við fæðuval

Áhrif sauðfjárbeitar á gnægð plöntutegunda eru háð vinsældum til beitar og kom það nokkuð glögglega fram í þessari rannsókn. Vinsælar plöntur höfðu tilhneigingu til að vera útbreiddari á friðuðu svæði en óvinsælar á beittu svæði. Af plöntuhópum sækir sauðfé mest í einkímblöðunga að sumarlagi, einkum grastegundir, en síst í runnategundir (Borgþór Magnússon og Sigurður H. Magnússon, 1992). Allmargar tegundir blómjurta eru gjarnan bitnar og af hálfgrösnum eru nokkuð margar tegundir sniðgengnar (Árni Brynjar Bragason, 2013; Björn Þorsteinsson og Anna Guðrún Þórhallsdóttir, 2011; Borgþór Magnússon og Sigurður H. Magnússon, 1992; Ingibjörg Svala Jónsdóttir, 1984; Sigþrúður Jónsdóttir, 1989). Smárunnar eru flestir meira og minna sniðgengnir að sumarlagi en bitnir að vetri til þar sem vetrararbeit er viðhöfð (Árni Brynjar Bragason, 2013; Borgþór Magnússon og Sigurður H. Magnússon, 1992).

Svosem fyrr segir voru einungis 7 plöntutegundir með marktækt mismunandi þekju milli svæða í þessari athugun, þrjár með meiri þekju á friðuðu svæði, hálfgras, byrkningur og smárunni og fjórar með meiri þekju á beittu svæði, allt blómjurtir (Tafla 4). Af þeim var útbreiðsla brjóstagrass í andstöðu við ætlaðar vinsældir (Árni Brynjar Bragason, 2013).

Trjá- og runnategundir skiptust nokkuð jafnt milli svæða hvað þekju varðar. Þekja loðvíðis, birkis, fjalldrapa og reynis var meiri á friðuðu svæði en þekja fjallavíðis, gulvíðis og stafafuru greindist hinsvegar meiri á beittu. Reynir og loðvíðir eru eftirsóttir af sauðfé að sumarlagi (Árni Brynjar Bragason, 2013) en lítið er vitað um vinsældir stafuru annað en að sauðfé getur bitið unglöntur (Ledgard, 2001). Því kemur þekjudreifing þessara tegunda ekki verulega á óvart. Þó birki og fjalldrapi séu ekki í hópi vinsælla sumararbeitartegunda þá eru þær bitnar að vor- og vetrarlagi og jafnvel á sumrin, einkum þar sem beitarþungi er mikill (Björn Þorsteinsson og Anna Guðrún Þórhallsdóttir, 2011; Borgþór Magnússon og Sigurður H. Magnússon, 1992; Ingvi Þorsteinsson o.fl., 1984). Það má mögulega setja spurningarmerki við niðurstöður í þessari athugun varðandi gulvíði og fjallavíði, útbreiðsla þeirra var ekki í samræmi við ætlaðar vinsældir samkvæmt eldri rannsóknum, ólíkt hinum trjá- og runnategundunum (Borgþór Magnússon og Sigurður H. Magnússon, 1992; Ingibjörg Svala Jónsdóttir, 1984). Mögulega er það hrein tilviljun að þekja gulvíðis mældist ekki meiri á friðuðu svæðinu, enda var hann útbreiddur þar, fannst á fleiri sniðum en á beittu svæði og var vel sýnilegur (sjá myndir af sniðum í viðauka 2). Gulvíðir fannst á fjórum sniðum á friðuðu svæði en þremur sniðum á

beittu. Hugsanlega hefðu snið þurft að vera stærri en 5m til að ná betur utan um þekju stórgerðustu og strjálustu runna- og trjategunda. Fjallavíðirinn kann hinsvegar að hafa notið þess að einhverju marki að hlutfallslega fleiri snið voru ofarlega á beittu svæði en hlutfallslega fleiri neðarlega á friðuðu svæði. Þekja fjallavíðis jókst marktækt með hæð á báðum svæðum og fannst á 8 sniðum á friðuðu svæði en 13 sniðum á beittu svæði.

Smárunnategundin hrútaber er með alvinsælustu beitartegundum (Árni Brynjar Bragason, 2013) og fannst hér aðeins á friðuðu svæði. Smárunnar sem sauðfé sniðgengur að sumarlagi ef annað er í boði, en bítur að vetrarlagi (Árni Brynjar Bragason, 2013), voru einnig flestir útbreiddari á friðuðu svæði. Í þessum flokki voru bláber, aðalbláber, krækiber, beitleyng og blóðberg. Munur á þekju krækibers milli svæða var marktækur. Eingöngu grasvíðir var úbreiddari á beittu svæði, enda hefur hann sýnt tilhneigingu til að þrífast betur á beittum svæðum en óbeittum, samkvæmt rannsóknum á gróðri á Auðkúluheiði (Borgþór Magnússon og Sigurður H. Magnússon, 1992; Ingibjörg Svala Jónsdóttir, 1984). Ekki er hægt að dæma um hvort beitleyng og blóðberg hafa hörfað vegna friðunar hér, líkt og kom fram hjá Birni og Önnu í rannsókninni í Húsafelli (2011), þar sem viðmið frá því fyrir friðun vantar hér. Útbreiðsla er í það minnsta meiri á friðuðu svæði nú um stundir.

Sex tegundir byrkninga fundust á báðum svæðum. Klóelfting, tungljurt og mosajafni voru með meiri þekju á friðuðu svæði en vellelfting, mýrelfting og beitieski með meiri þekju á beittu. Klóelfting og vellelfting eru taldar vinsælar beitarplöntur (Árni Brynjar Bragason, 2013), af þessari athugun að dæma er klóelftingin vinsælli, sem var marktækt útbreiddari á friðaða svæðinu og samræmist það ágætlega atferlissrannsókn Sigþrúðar Jónsdóttur á fæðuvali sauðfjár og hrossa (1989). Beitieski og mýrelfting virðast ekki vinsælar til beitar samkvæmt þessari athugun frekar en hjá Sigþrúði (1989), þar sem mýrelfting var sniðgengin af sauðfé en bitin af hrossum og gróðurathugun Borgþórs og Sigurðar (1992), þar sem beitieski var hlutfallslega fremur óvinsælt þrátt fyrir nokkra útbreiðslu.

Grastegundir eru uppistaða í fæðu sauðfjár. Í rannsókn Sigþrúðar (1989) var hlutfall grasa til dæmis yfir 2/5 hlutar fæðunnar. Vinsældir ólíkra grastegunda eru misjafnar og virðast nokkuð háðar því hvaða tegundir eru til staðar og hver beitarþunginn er, líkt og með flestar aðrar plöntutegundir. Eingöngu sveifgrös voru til dæmis bitin í léttbeittu hólfi í rannsókn Borgþórs og Sigurðar (1992) en eftir því sem beit þyngdist bættust túnvingull og blávingull við fæðuna, án þess að verða hlutfallslega mikið bitnir miðað við útbreiðslu. Af grastegundum var língrasi fyrirferðamest í fæðunni í athugun Sigþrúðar (1989) og meira fór fyrir ilmreyr og túnvingli en vallarsveifgrasi. Einnig þar rak blávingull restina, ásamt bugðupunti. Í athugun Björns og Önnu í Húsafelli (2011) jókst bugðupunktur við friðun, einn grastegunda, á meðan sveifgrös, túnvingull

og língresi stóðu í stað og ilmreyr og lógresi hörfuðu. Í rannsókn Ingibjargar á Auðkúluheiði (1984) þreifst língresi á beittu en ekki friðuðu svæði. Á hluta samanburðarsvæða fundust túnvingull og ilmreyr í svipuðu magni á beittu og friðuðu en bugðupunktur og reyrgresi svotil eingöngu á friðuðu. Á öðrum hluta voru túnvingull og bugðupunktur eingöngu á beittu svæði en ekki friðuðu. Í þessari athugun fundust vinsælar grastegundir, til dæmis língresi, tún- og blávingull og móalógresi (Árni Brynjar Bragason, 2013) í meira magni á friðuðu, en blá- og vallarsveifgrös sem teljast vinsælar fundust þó í meira magni á beittu svæði ásamt finnungi, reyrgresi, ilmreyr, snarrótar- og bugðupunti, hálmgresi og fjallfoxgrasi sem þykja minna eftirsótt.

Hálfgrös eru heilt yfir ekki jafn vinsæl fæða og grös fyrir sauðfé og hafa því tilhneigingu til að þrífast vel undir beit. Þekja þeirra skiptist nokkurn veginn í samræmi við það milli friðaðs og beitts svæðis í þessari athugun, á því voru þó undantekningar. Stinnastör var útbreiddari á beittu svæði þrátt fyrir að vera nokkuð vinsæl. Hún þolir hinsvegar vel beit og virðist jafnvel örvast við hana, ekki síst fyrir tilstilli svokallaðs klónvaxtar (Borgþór Magnússon og Sigurður H. Magnússon, 1992; Ingibjörg Svala Jónsdóttir, 1984, 1991). Þursaskegg, móasef, hrossanál, klófifa og hnappstör eru sniðgengnar af sauðfé og voru útbreiddari á beittu svæði hér líkt og vænta mátti samkvæmt eldri rannsóknum (Björn Þorsteinsson og Anna Guðrún Þórhallsdóttir, 2011; Borgþór Magnússon og Sigurður H. Magnússon, 1992). Vallhæra og axhæra voru einu hálfgrösin sem voru útbreiddari á friðuðu svæði, vallhæra er nokkuð vinsæl og axhæra er allvinsæl þar sem beitarþungi er meiri (Borgþór Magnússon og Sigurður H. Magnússon, 1992). Axhæran var marktækt útbreiddari á friðuðu svæði í þessari athugun.

Allra vinsælustu tegundir blómjurtar, blágresi og smjörgras, fundust eingöngu á friðuðu svæði í þessari athugun og samræmist það niðurstöðum frá Auðkúluheiði (Borgþór Magnússon og Sigurður H. Magnússon, 1992; Ingibjörg Svala Jónsdóttir, 1984). Af öðrum vinsælum blómjurtum (Árni Brynjar Bragason, 2013) sem fundust í meira magni á friðuðu svæði en beittu má nefna lambagras, gulmöðru, hvítsmára og túnsúru. Lambagras virðist þó misvinsælt samkvæmt eldri rannsóknum, var til dæmis lítið bitið óháð beitarþunga í rannsókn Borgþórs og Sigurðar (1992). Af nafninu að dæma ætti það þó að vera eitthvað bitið. Ljónslappi var útbreiddari á beittu svæði hér líkt og í rannsókn Ingibjargar (1984) og virðist lítt eftirsóttur af sauðfé. Hið sama kann að gilda um sókn sauðfjár í fjalldalafífil, klukkublóm og maríustakk, sem öll voru marktækt útbreiddari á beittu svæði í þessari athugun. Túnfífill og brjóstagras sem þykja vinsæl (Árni Brynjar Bragason, 2013) fundust hér í meira magni á beittu svæði og brjóstagras var marktækt útbreiddara þar. Af vinsældum brjóstagrass fer reyndar tveimur sögum. Í rannsókn á hálsopssýnum, sem sagt er frá í grein Borgþórs og Sigurðar (1992), þar

sem gögnum úr léttri, miðlungs og þungri beit var slegið saman, fannst brjóstagrass meðal beitarplantna. Í sömu hálsopssýnum voru ýmsar tegundir sem teljast óvinsælar, til dæmis þursaskegg, hálmgresi og fjalldrapi og því kann að hafa reynst örðugt að dæma um vinsældir brjóstagrass út frá þeim. Niðurstöður úr athugun Borgþórs og Siðurðar (1992), þar sem áhrif beitar á gróður voru skoðuð, bentu þó til lítilla vinsælda. Í rannsókn á áhrifum 47 ára beitarfriðunar í Húsafellsskógi stóð brjóstagrass í stað, hvorki minnkaði né jókst (Björn Þorsteinsson og Anna Guðrún Þórhallsdóttir, 2011). Sé hið smágerða brjóstagrass í meðallagi vinsælt, er ekki útilokað að hæfileg beit örvi það til vaxtar með því að draga úr lífmassa hávaxnari og vinsælli beitarplantna og skapa því lífsrými, líkt og raunin er með þursaskegg og móasef.

Heilt yfir fylgja niðurstöður þessarar athugunar ágætlega fyrri rannsóknum á áhrifum sauðfjárbeitar á tegundasamsetningu gróðurs (Björn Þorsteinsson og Anna Guðrún Þórhallsdóttir, 2011; Borgþór Magnússon og Sigurður H. Magnússon, 1992; Ingibjörg Svala Jónsdóttir, 1984, 1991; Ingvi Þorsteinsson o.fl., 1984; Sigþrúður Jónsdóttir, 1989). Meirihluti óvinsælla beirtategunda finnst í meira magni á beittu svæði en bróðurpartur vinsælla beirtategunda finnst í meira magni á friðuðu svæði. Það eimir af áhrifum sauðfjárbeitar þrátt fyrir lítinn beitarþunga síðustu 2-3 áratugi (sjá þekju allra tegunda í viðauka 6).

5.1.3 Tegundafjölbreytni og tegundaauðgi

Áhrif 43 ára friðunar í Reykhúshólfi, eru á þessum tímapunkti ekki greinilegri en svo að tegundafjölbreytni og tegundaauðgi eru nánast hin sömu og á beittu landi í Kristnesfjalli, milli 220 og 320 m hæðarlína og ekki marktækur munur á milli. Þetta samræmist ágætlega niðurstöðum fyrri rannsókna. Mörsdorf og félagar (2021) fundu ekki marktækan mun á tegundafjölbreytni beitra svæða og friðaðra, í nýlegri rannsókn á Vestfjörðum og Norðurlandi. Svæðin voru í 40-140 m hæð yfir sjávarmáli, einkenndust af mólendi og friðuðu svæðin höfðu ekki verið beitt í 22-60 ár. Í athugunum á gróðri á Auðkúluheiði fundu Borgþór og Sigurður Magnússynir (1992) ekki marktækan mun á tegundaauðgi eftir 13 ára beitarfriðun samanborið við beitt land, þó þung beit hafi sýnt tilhneigingu til að valda fækkun háplöntutegunda og fjölgun mosategunda. Í rannsókn Mulloy og félaga (2021) frá Auðkúluheiði var samverkan sauðfjárbeitar og áburðargjafar skoðuð. Fjögurra ára beitarfriðun ein og sér hafði ekki áhrif á tegundaauðgi en friðun ásamt áburðargjöf dró úr tegundaauðgi á grónu svæði, á lítt grónu svæði stóð hún í stað. Í athugun á samverkan jarðvegshita og sauðfjárbeitar í Grændal fann Rán Finnsdóttir (2020) ekki mun á tegundaauðgi beitts og friðaðs svæðis eftir eins árs friðun, óháð hitafallanda jarðvegs.

Hér ber að hafa í huga að engar rannsóknir voru gerðar fyrir friðun, hvorki hér né í tilfelli Mörsdorfs og félaga (2021) svo vitað sé. Tegundafjölbreytni kann því að hafa breyst vegna friðunar, hún kann að hafa verið meiri eða minni á því svæði sem friðað var áður en friðun hófst. Það að tegundafjölbreytni sé jöfn á friðuðum og beittum svæðum á þessum tímapunkti segir ekki alla söguna, mikilvægt er að endurtaka rannsóknirnar eftir nokkur ár eða áratugi til að fá betri mynd af áhrifum friðunar.

Ýmsar rannsóknir sýna að langvarandi friðun gagnvart sauðfjárbreit getur valdið minni tegundaauðgi plantna. Í athugun Ingibjargar Jónsdóttur á gróðri á Auðkúluheiði (1984) var tegundaauðgi til dæmis mun lægri í hólma þar sem sauðfé hafði aldrei bitið en á nærliggjandi sambærilegum svæðum. Einkum fækkar þó plöntutegundum þar sem skógur nær að vaxa upp í kjölfar friðunar og skyggja á undirgróður (Ásrún Elmarsdóttir o.fl., 2011; Björn Þorsteinsson og Anna Guðrún Þórhallsdóttir, 2011) og verður forvitnilegt að fylgjast með hvernig þessu vindur fram á næstu árum og áratugum hér. Gera má ráð fyrir að tegundaauðgi mólendisplatna fari minnkandi eftir því sem skógur vex upp í Reykhúsahólfi. Hið sama gæti gerst í Kristnesfjalli á svæðum þar sem beit nær ekki að halda aftur af skógargróðri. Neðar í Reykhúsalandi, þar sem sjálfsprottnir birkilundir þekja flest óræktuð svæði, er líklegt að tegundaauðgi plantna sé mun lægri en á sambærilegum beittum svæðum í Kristneslandi. Ef beit í Kristnesfjalli nær að halda aftur af trjá- og runnategundum á tilteknu hlutfalli flatarmáls og ef beitt yrði í hálfvöxnum skógi í Reykhúsahólfi, þá gæti tegundafjölbreytni beggja svæða ef til vill viðhaldið sér heilt á litið.

5.1.4 Gróðurþekja

Heildarþekja sniða greindist meiri á beittu svæði en friðuðu, munurinn var allnokkur en ekki marktækur þó. Allþung beit getur bæði minnkað heildarþekju og fækkað gróðurlögum (Borgþór Magnússon og Sigurður H. Magnússon, 1992; Ingibjörg Svala Jónsdóttir, 1984). Ekki er hægt að setja samasem merki milli þekju og lífmassa en þó ættu þessar matstærðir að haldast í hendur upp að einhverju marki, báðar eru notaðar til að meta tegundagnægð. Sauðfjárbreit minnkar lífmassa plantna (Kawamura o.fl., 2005) en beitarslökun getur aukið þekju hávaxnari plantna sem aftur getur leitt til minni þekju lágplantna (Borgþór Magnússon o.fl., 2006). Sá möguleiki er því fyrir hendi að mikill lífmassi fárar tegunda hindri framgang annarra tegunda og þar með heildarþekju. Því er spurning hvort heildarþekja aukist með minnkandi heildarlífmassa þar sem er hæfilega beitt, sú gæti verið raunin hér. Á hinn bóginn er möguleiki að bæði lífmassi og þekja hafi verið meiri á beitta svæðinu, lífmassi var ekki metinn í þessari athugun.

Rannsóknir sýna að sauðfé helgar sér beitar svæði, gjarnan þar sem er grösugt en hvílist frekar á opnari og gróðurminni svæðum (Sigbrúður Jónsdóttir, 1989). Þegar tekið er tillit til þess og

haft er í huga að beitarþungi í Kristnesfjalli er lítill um þessar mundir, má leiða líkum að því að beitarálag í mólendi þar sé lítið. Í þessari athugun var lítið um beitarummerki á mólendisgróðri og reyndar fáar kindur á ferli í námunda við sniðin. Því er mögulegt að verið sé að lesa í ummerki um meiri beitarþunga frá fyrri tíð, ásamt áhrifum af léttari beit í seinni tíð.

Framar í þessari ritgerð var minnst á 0,25 ha blett innan friðaða svæðisins þar sem hrossabeit virðist hafa örvað grasvöxt (sjá myndir viðauka 3). Engin hrossabeit hafði átt sér stað sumarið sem rannsóknin fór fram. Þarna virðast þekja og lífmassi grastegunda hafa aukist vegna beitar og hugsanlega má greina samskonar áhrif í Kristnesfjalli vegna sauðfjárbeitar. Í öllu falli var þekja í sex af átta gróðurflokkum meiri á beittu svæði en friðuðu (Mynd 6). Þegar þeir gróðurflokkar voru lagðir saman greindist hámarktækur munur milli svæða. Þegar hinir tveir flokkarnir voru lagðir saman greindist einnig marktækur munur milli svæða. Það má þó deila um hversu gagnlegar upplýsingar felast í slíkum samanburði.

5.2 Samband umhverfisfallanda og plantna

Hæð yfir sjávarmáli og sýrustig, kolefnis- og köfnunarefnishlutföll jarðvegs voru mæld. Gaman hefði verið að kanna dýpt, raka- og hitastig jarðvegs en var ekki gert að þessu sinni.

5.2.1 Samband hæðar yfir sjávarmáli og plantna

Samanburðarsvæðin liggja milli 220 og 320 m hæðarlína. Hundrað metra hæðarfallandi er ekki mikill í hinu stærra samhengi, um 1/12 af hæð fjallstinda ofan svæðanna, Ytri- og Syðri Súlna. Meðalhiti getur þó fallið um 0,4-0,7°C fyrir hverja 100 m hækkun (McCain og Grytnes, 2010) og það getur munað um minna. Hér áður fyrr var talað um skógarmörk í 200 metra hæð yfir sjávarmáli en þau virðast nú fara hækkandi með hækkandi meðalhita (Arnór Snorrason o.fl., 2016; Wöll, 2008). Ýmsar rannsóknir hafa sýnt fram á að tegundaauðgi breytist með hæð yfir sjávarmáli og er gjarnan hæst við skógarmörk, þar sem skóga nýtur við (Grytnes, 2003; McCain og Grytnes, 2010). Hæðarbilið í þessari athugun dugði ekki til að finna marktækt samband milli tegundaauðgi, tegundafjölbreytni eða jafnræðis annarsvegar og hæðar hinsvegar (Mynd 15; Mynd 16).

Þekja ýmissa plöntuhópa breyttist þó marktækt með hæð. Byrkningar jukust línulega með hæð og grös ólínulega á friðuðu svæði (Mynd 13).

Á beittu svæði minnkaði þekja blómjurta línulega með hæð. Mesta útbreiðsla byrkninga og minnsta útbreiðsla smárunna var í kringum 270 m hæð, útbreiðsla þessara hópa breyttist ólínulega með hæð (Mynd 14).

Þekja nokkurra tegunda breyttist marktækt með hæð, til dæmis jókst þekja fjallavíðis. Vert er að geta þess að á næstefsta sniði á beittu svæði fannst sjálfsáin stafafura í yfir 300 metra hæð, fyrsta skjalfesta tilfellið í Eyjafirði í slíkri hæð svo vitað sé (sjá mynd viðauka 5).

5.2.2 Samband sýrustigs í jarðvegi og hæðar yfir sjávarmáli

Sýrustig fór lækkandi með hæð á báðum svæðum, marktækt á beittu en ekki friðuðu (Mynd 17). Þetta er ögn sérstakt, því fyrirfram hefði mátt búast við hækkandi sýrustigi með hæð, þar sem framleiðsla vistkerfa minnkar að jafnaði eftir því sem ofar er farið og kolefnisforði í jarðvegi þar með, sem ætti að leiða til hækkandi sýrustigs (basískari jarðvegs). Möguleg skýring á þessu eru votlendissvæði sem liggja einkum ofan rannsóknarsvæðanna en slitur af þeim teygja sig niður brekkurnar og næringarefni renna væntanlega sömu leið. Ofan Reykhúsahólfs er framræsluskurður sem dregur væntanlega úr flæði efna frá votlendissvæðum yfir jarðveg þeim megin og kann að hafa valdið því að línuleg lækkun á sýrustigi með hæð í Reykhúsahólfi er ekki marktæk þó greinanleg sé. Vatnsstreymi í þeim skurði er þó fremur lítið.

Þá er mikið um súrt líparít á svæðinu, einkum Reykhúsa megin, af þeirri gerð sem veðrast auðveldlega og hefur verið kallað líparítmóberg (Helgi Hallgrímsson, 1983). Jarðvegur var að meðaltali ögn súrari þeim megin. Ytri- og Syðri-Súlur geyma mikið líparít úr fornri megineldstöð sem kennd hefur verið við Öxnadal (Umhverfissráðuneytið, 2018; Þórólfur H. Hafstað o.fl., 1994) og ofan votlendissvæðanna eru stórir líparíthnullungar í miklu magni sem fallið hafa úr fjallinu. Bergið er svo einkennandi fyrir svæðið að það hefur verið kallað Súlnaberg (Helgi Hallgrímsson, 1983). Smærri hnullungar úr líparítmóbergi liggja niður eftir öllu Reykhúsalandi, lítið er af þeim Kristnesmegin, nema langt uppí fjalli. Mögulega er líparítið hluti skýringarinnar á lækkandi sýrustigi með hæð en líklegt er þó að basísk áfoksefni ofan af hálendinu vegi upp súrnun jarðvegs af völdum líparíts heilt á litið (Ólafur Arnalds, munnleg heimild, 25.8.2022).

Einnig er spurning hvort sauðfjárbreit, einkum þegar beitarþungi var meiri, hafi haft áhrif á sýrustig jarðvegs, sem enn eimir af. Annarsvegar óbein áhrif með því að hnika til tegundasamsetningu, hinsvegar bein áhrif með húsdýraábyrði. Í beitarrannsóknum á Auðkúluheiði mældust kolefni og köfnunarefni í jarðvegi mest þar sem beit var þýngst (Borghór Magnússon og Sigurður H. Magnússon, 1992). Ef slík uppsöfnun næringarefna er fyrir hendi hér með tilheyrandi áhrifum á sýrustig, er hugsanlegt að þau áhrif liggi að mestu ofan 200-300 metra hæðar, meirihluti fjárins heldur sig líklega að jafnaði ofar en það sumarlangt. Þá eru vinsæl grágæsasvæði upp í hlíðunum síðsumars og á haustin og mögulega munar um samskonar áhrif frá þeim.

5.2.3 Samband tegundaauðgi og þekju plantna og sýrustigs í jarðvegi

Tegundaauðgi jókst með hækkandi sýrustigi á báðum svæðum, sambandið var marktækt á friðuðu svæði en ekki beittu (Mynd 19). Það samræmist að nokkru leyti rannsóknarverkefninu Skógvist, þar sem borin voru saman beitt mólendi og skóglendi á mismunandi framvindustigum. Tegundaauðgi jókst einnig þar með hækkandi sýrustigi í jarðvegi, þó skygging hafi líklega haft meiri áhrif en sýrustigið (Ásrún Elmarsdóttir o.fl., 2011).

Þekja mosa og blómjurta jókst heldur með hækkandi sýrustigi í jarðvegi á friðuðu svæði en ekkert marktækt samband fannst á beittu svæði (Mynd 18).

5.2.4 Samband sýrustigs, C, N og C/N hlutfalla í jarðvegi

Sýrustig, C, N og C/N hlutföll eru allt mælikvarðar á gæði jarðvegs. Skýrt samband var milli sýrustigs og C hlutfalls í jarðvegi á báðum svæðum í þessari rannsókn, þar sem sýrustig fór lækandi með hækkandi C hlutfalli (Mynd 21), sem samræmist eldri rannsóknum (Gabríela María Reginsdóttir, 2018; Ólafur Arnalds og Hlynur Óskarsson, 2009).

Jafnframt var marktækt línulegt samband milli sýrustigs og N hlutfalls á friðuðu svæði og milli sýrustigs og C/N hlutfalls á beittu svæði (ekki sýnt). Sömu tilhneigingar voru á báðum svæðum varðandi þessa þætti en marktæk fylgni á hvoru svæði aðeins gagnvart öðrumhvorum þætti. Köfnunarefni er þekkt að því að lækka sýrustig jarðvegs (Barak o.fl., 1997) og kemur það heim og saman við fylgni N hlutfalls og sýrustigs á friðuðu svæði. Auknu C/N hlutfalli fylgir einnig lægra sýrustig eins og komið hefur fram í eldri íslenskum rannsóknum (Ásrún Elmarsdóttir o.fl., 2011), líkt og kemur fram hér á beittu svæði.

5.2.5 Samband tegundafjölbreytni plantna, C, N og C/N hlutfalla í jarðvegi

Kolefnis- og köfnunarefnishlutföll í jarðvegi gefa til kynna næringargildi jarðvegs, bæði frumefnin gegna lykilhlutverki í efnaferlum lífvera. Plöntur taka kolefni úr andrúmsloftinu og seyta því í jarðveginn í formi sykra og fleiri efna, ásamt því að skila því í formi plöntuleyfa. Jarðvegsörverur nýta efnin frá plöntunum en veita þeim nítröt í staðinn, sem þær vinna úr jarðveginum. Til að þessi skipti gangi greiðlega fyrir sig þurfa hlutföll efnanna að vera á hagstæðu rófi sem bæði plöntur og örverur geta nýtt sér.

C/N hlutfall er þannig ágætur mælikvarði á gæði jarðvegs. Of hátt hlutfall (>18) er plöntum óhagstætt sem þurfa þá að keppa við jarðvegsörverur um aðgang að köfnunarefni (Þorsteinn Guðmundsson, 2003). Hlutfallið getur verið hátt vegna mikils kolefnis, til dæmis í ofauðguðum jarðvegi, eða vegna lítils köfnunarefnis, til dæmis í næringarsnauðum jarðvegi. Lág C/N hlutfall getur að sama skapi vísað til lítils kolefnis í næringarsnauðum jarðvegi eða mikils

köfnunarefnis í næringarríkum jarðvegi. Þannig segir hlutfallið ekki alla söguna heldur þarf að horfa á N eða C hlutfall einnig.

Jarðvegur undir íslensku mólendi flokkast sem sortujörð, henni er svo skipt í svartjörð, votjörð og brúnjörð eftir efnaeiginleikum, rakastigi og áfoksefnum (Ólafur Arnalds og Hlynur Óskarsson, 2009). Sortujörð hefur kolefnishlutfall undir 20% en þar fyrir ofan er mójörð. Tvö jarðvegssýni af beittu svæði voru með >20% kolefnishlutfall í þessari rannsókn og myndu flokkast samkvæmt því sem mójörð, sem heyrir frekar undir votlendi en mólendi. Öðru sniðinu var lýst sem jaðri mólendis og hallamýrar en hinu sem ríku mólendi (snið B22 og B23, sjá myndir í viðauka 2). Þau voru tekin út þar sem útreikningar vegna C, N og C/N hlutfalla komu við sögu, eins og fyrr segir. Tegundaauði á báðum sniðum var yfir meðaltali, 17 tegundir, en tegundasamsetning bar einkenni mólendis. Þekja mosa og fjalldalafífls var þó býsna mikil, sem mäske bendir til meiri raka í jarðvegi en á meðalsniði. Mögulega var einungis um að kenna reynsluleysi í sýnatöku, sýnin ekki tekin á sambærilegu dýpi og önnur jarðvegssýni. Lykilniðurstöður þessarar athugunar voru prófaðar með og án gagna frá þessum sniðum og hafði nærvera þeirra eða fjarvera ekki úrslitaáhrif. Aðhvarfsreikningar vegna tegundafjölbreytni og C/N hlutfalls skiluðu til dæmis sömu niðurstöðum með og án þeirra (Mynd 24).

Öndun vegna niðurbrots lífrænna leyfa í jarðvegi minnkar með lækkandi hitastigi (Lloyd og Taylor, 1994), niðurbrotsferlið hægir á sér. Á norðlægum breiddargráðum ætti uppsöfnun kolefnis í jarðvegi því að geta verið hlutfallslega mikil miðað við framleiðni. Skortur á köfnunarefni er talinn takmarkandi þáttur (Reich og Oleksyn, 2004). Engu að síður er graslendisjarðvegur á norðlægum breiddargráðum talinn geta gegnt mikilvægu hlutverki við kolefnisbindingu, ekki síst vegna aukinnar útfellingar köfnunarefnis úr andrúmslofti (Leblans o.fl., 2017). Því er vert að velta fyrir sér hvort hæfileg sauðfjárbreit geti gagnast í þessu tilliti, með því að viðhalda ákjósanlegu C/N hlutfalli, eða hvort því sé öfugt farið. Þung sauðfjárbreit virðist bæði geta dregið úr kolefnis- og köfnunarefnishlutfalli jarðvegs (Golluscio o.fl., 2009) og aukið þau (Borgþór Magnússon og Sigurður H. Magnússon, 1992). Ef rétt er að C/N hlutfall á bilinu 12-18 sé hagstæðast plöntum (Þorsteinn Guðmundsson, 2003), þá ætti hlutfallið 15 samkvæmt því að vera ákjósanlegt. Í þessari rannsókn var ekki marktækur munur á beittu og friðuðu svæði hvað C/N hlutfall varðar. Meðalhlutföll voru 14,7 á beittu svæði og 15,4 á friðuðu. Aðhvarfslínur sína aðeins meiri mun, eða 13,8 á beittu svæði og 16,1 á friðuðu (Mynd 20).

Það má því ekki á milli sjá hvort svæðið er nær hinu gullna meðaltali. Seinni tíma rannsóknir gætu skorið úr um það hvort friðun eða beit reynist hagstæðari leið til að viðhalda heppilegu C/N hlutfalli.

Tegundaauðgi á beittu svæði minnkaði með hækkandi C/N hlutfalli og sama tilhneiging var í gögnum af friðuðu svæði þó fylgni væri ekki marktæk (Mynd 22). Tegundaauðgi á friðuðu svæði minnkaði bæði með hækkandi C hlutfalli og hækkandi N hlutfalli (Mynd 22). Sama tilhneiging var greinanleg í gögnum frá beittu svæðu en fylgni ekki marktæk. Mögulega má skýra það þannig að sauðfjárbætur nái að vissu marki að koma í veg fyrir að tegundaauðgi minnki eftir því sem jarðvegur verður auðugri af kolefni eða köfnunarefni. Líklegra er þó að fleiri punkta hafi vantað til að auka marktækni.

Þekkt er að minni tegundaauðgi plantna fylgir ofauðgun jarðvegs með köfnunarefni (Bobbink o.fl., 2010; Carnicer o.fl., 2015; Soons o.fl., 2017) og virðist samband tegundaauðgi og N hlutfalls á friðuðu svæði í þessari rannsókn samræmast því, þó hér sé varla um ofauðgun að ræða.

Tegundajafnræði jókst með hækkandi C og N hlutföllum á samanlögðum svæðum (Mynd 23). Það getur bent til að sjaldgæfum tegundum, eða tegundum með litla útbreiðslu hafi fækkað eftir því sem C og N hlutföll jukust, það var ekki skoðað sérstaklega.

Tegundafjölbreytni (Shannon fjölbreytni, $^1D_\alpha$) fór lækkandi á báðum svæðum með hækkandi C/N hlutfalli (Mynd 24). Þegar C/N hlutfall var borið saman við C og N hlutföll í þessari rannsókn var engin fylgni. Bæði hátt og lágt C/N hlutfall geta vísað til bæði næringarsnauðs og næringarríks jarðvegs á mælikvarða mólendis, með tilliti til N styrks. Lágt C/N hlutfall virðist því stuðla að mestri tegundafjölbreytni mólendisplantna óháð N og C styrk, enda var hvorki fylgni milli þeirra þátta og $^1D_\alpha$ á beittu né friðuðu svæði. Mögulega gilda önnur lögmál um lífmassa plantna en það var ekki skoðað að þessu sinni. Forvitnilegt gæti verið að skoða mólendi á breiðari C/N skala í þessu tilliti, ef hægt er. Ætla mætti að $^1D_\alpha$ toppi á tilteknu bili, þannig að aðhverfsferillinn sé ekki bein lína heldur niðursveigður bogi.

5.3 Mat á beta tegundafjölbreytni

Til að varpa ljósi á þann mun sem er milli samanburðarsvæðanna dugar varla að líta eingöngu til fjölbreytni- og jafnræðisvísa. Allar aðferðir eru takmarkaðar á einhvern hátt og því er upplýsandi að bera svæðin saman með fleiri og fjölbreyttari aðferðum. Eins er fróðlegt að bera samanburðaraðferðirnar sjálfar saman.

Af niðurstöðum þessarar athugunar að dæma eru samanburðarsvæðin mjög lík en þó einhver breytileiki á milli þeirra. Samkvæmt Mann-Whitney U-prófum er marktækur munur á þekju sjö tegunda af 78 milli svæðanna og á þekju eins af átta plöntuhópum. Samkvæmt tveimur gerðum af svipvísum er munur svæðanna um 10%, hvort sem litið er til tegundasamsetningar út frá gögnum um nærveru/fjarveru eða þekju tegunda.

Shannon óreiða hefur þann galla að sýna ekki eðlilega prósentubreytingu milli svæða, samanborið við svipvísa og þekjutölur. Beta fjölbreytni er þannig vanmetin. Shannon fjölbreytni og Simpsons vísir komast hinsvegar nær því að vera í takt við svipvísa. Tegundaauðgi sem fjölbreytnivísir hefur þau takmörk að taka ekkert tillit til tegundagnægðar. Shannon og Simpsons fjölbreytnivísar og aðrir sem byggja á hlutfallslegri tegundagnægð (p) hafa þau takmörk að vera ónæmir á tegundagnægð að því leyti að p gerir ekki greinarmun á mikilli og lítilli gnægð svo lengi sem hlutföllin eru eins milli tegunda (jafnræðið jafn mikið). Þetta kemur þó ekki að sök í þessari athugun þar sem hvorki var marktækur munur milli svæða á meðalþekju né meðaljafnræði sniða. Þekja og breytileiki í þekju voru meiri á beitta svæðinu en jafnræði og breytileiki í jafnræði voru meiri á friðaða svæðinu samkvæmt meðaltali og staðalfrávikum.

Einnig eru þessir vísar takmarkaðir að því leiti að þeir eru ónæmir á tegundasamsetningu sniða. Þannig geta tvö svæði komið jafnt út hvað tegundafjölbreytni varðar tiltölulega óháð því hvernig breytileiki milli sniða innan svæða er (sjá viðauka 4). Til dæmis geta verið ólík snið innan eins svæðis með tilliti til þess hvaða tegundir eru til staðar og í hvaða magni, en öll snið eins á öðru svæði, án þess að nokkru muni milli svæða í tegundafjölbreytni samkvæmt ofangreindum fjölbreytnivísum. Ætla mátti að gammafjölbreytni gæti skorið úr um mun svæða í þessu samhengi en það þarf þó ekki að vera. Gamma fjölbreytni er metin með sömu fjölbreytnivísum og alfa fjölbreytni. Fjölbreytnivísir segir ekkert um hvaða tegundir eru til staðar, aðeins hversu margar tegundir og í hvaða hlutfallslega magni. Tegundavelta milli sniða getur einnig verið nokkuð ónæm á tegundasamsetningu sniða (sjá viðauka 4).

Því er spurning hvort jafnræðis- og fjölbreytnivísar nái utan um allan mun á fjölbreytni milli svæða sem máli skiptir. Af frumþáttagreiningu má sjá að breytileiki í þekju tegunda er nokkuð frábrugðinn milli svæða (Mynd 11). Þó stærðarröð plantna eftir þekju sé mjög keimlík (Mynd 9), þá er mismunur á röð tegundanna. Af 10 útbreiddustu plöntum á friðuðu svæði eru fimm úr hópi smárunna, runna og trjáa en aðeins þrjár á beittu svæði, svo dæmi séu tekin (Tafla 3) (sjá einnig töflu yfir þekju allra tegunda í viðauka 6).

Anosim- og permdisp-próf sýna fram á mun milli svæðanna ólíkt fyrrnefndum fjölbreytnivísum og virðast næmari við greiningu á beta fjölbreytni. Hugsanlegt er að þær séu of næmar en með þeim verður samanburðurinn fjölbreyttari og upplýsingar ýtarlegri. Bæði Anosim og Permdisp próf bera saman breytileika svæðanna (Anderson o.fl., 2006; Bacaro o.fl., 2012).

Eins og tíundað er í köflum 5.1.1 og 5.1.2, þá er munur á tegundasamsetningu og tegundagnægð tiltekinna tegunda innan svæðanna og þann mun er líklega hægt að rekja að talsverðu leyti til sauðfjárbæitar. Þó tegundafjölbreytnin mælist ekki frábrugðin þá sýna Anosim og Permdisp próf

að svæðin í heild eru marktækt frábrugðin hvort öðru og að beitta svæðið býr yfir meiri breytileika. Það má svo deila um hvort samanburður á breytileika er marktæk aðferð til að meta hvort munur er milli svæða á tegundafjölbreytni sem slíkri. Líklega er samanburður á tegundafjölbreytni alltaf háður stærðarskalanum sem fjölbreytnin er skoðuð á og því mikilvægt að meta hana eftir misstórum skölum (Spiegelberger o.fl., 2006).

Tegundir eru jafndreifðari á svæði þar sem tegundaþekja er lítt breytileg heldur en á svæði þar sem tegundaþekja er breytilegri að því gefnu að meðalþekja mælist sú sama. Úr fjarlægð séð ætti svæði með jafndreifðum tegundum að vera einsleitt en svæði með misdreifðum tegundum að vera misleitt.

Plöntutegundir virðast ögn jafndreifðari á friðuðu svæði og misdreifðari á beittu svæði í þessari athugun. Munur svæðanna kann að stafa af áhrifum sauðfjárbættis, áhrifum jarðvegseiginleika eða af hvoru tveggja. Ef til vill eru að koma fram fyrstu vísbendingar um að aukin samkeppni milli plöntutegunda sé að hnika plöntusamfélaginu í átt frá misleitni að einsleitni á friðaða svæðinu og muni með tíð og tíma stuðla að tegundafábreytni í stað tegundafjölbreytni. Á hinn bóginn kann að vera að munur svæðanna hafi verið meiri fyrir tveimur til þremur áratugum og að beitta svæðið sé óðum að verða eins og það friðaða. Uppgangur víðirunna bendir meðal annars til þess. Hver þróunin verður mun tíminn leiða í ljós.

6. Ályktanir

Breytileiki í tegundaauðgi, tegundajafnræði og tegundafjölbreytni mólendisplantna skýrist af breytileika í jarðvegseiginleikum og öfugt.

Sauðfjárbreit hefur áhrif á tegundasamsetningu mólendisplantna og friðun gagnvart henni eykur þekju smárunna.

Hæðarfallandi milli 220 og 320 m hæðarlína skýrir ekki breytileika í tegundafjölbreytni en þekja einstakra tegunda skýrist af honum.

7. Heimildaskrá

- Aagot Vigdís Óskarsdóttir. (2017). Útbreiðsla Alaskalúpínu á norðurhluta verndarsvæðis Mývatns og Laxár. *Náttúrufræðingurinn*, 87(3-4), 132-147.
- Aaris-Sørensen, K., Mühldorff, R. og Petersen, E. B. (2007). The Scandinavian reindeer (*Rangifer tarandus* L.) after the last glacial maximum: time, seasonality and human exploitation. *Journal of Archaeological Science*, 34(6), 914-923.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jas.2006.09.014>
- Anderson, M. J. (2001). A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*, 26(1), 32-46.
- Anderson, M. J. (2006). Distance-based tests for homogeneity of multivariate dispersions. *Biometrics*, 62(1), 245-253.
- Anderson, M. J. (2014). Permutational multivariate analysis of variance (PERMANOVA). *Wiley statsref: statistics reference online*, 1-15.
- Anderson, M. J., Crist, T. O., Chase, J. M., Vellend, M., Inouye, B. D., Freestone, A. L., Sanders, N. J., Cornell, H. V., Comita, L. S. og Davies, K. F. (2011). Navigating the multiple meanings of β diversity: a roadmap for the practicing ecologist. *Ecology letters*, 14(1), 19-28.
- Anderson, M. J., Ellingsen, K. E. og McArdle, B. H. (2006). Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecology letters*, 9(6), 683-693.
- Andrés Arnalds. (1986). Sumarheit sauðfjár. *Ársrit Ræktunarfélags Norðurlands*, 83, 44-81.
- Anil, M. og Forbes, J. (1988). The roles of hepatic nerves in the reduction of food intake as a consequence of intraportal sodium propionate administration in sheep. *Quarterly Journal of Experimental Physiology: Translation and Integration*, 73(4), 539-546.
- Anna Guðrún Þórhallsdóttir. (1989). Fæðuval sauðfjár. *Freyr*, 85(13), 533-555.
- Archer, S. og Andrés Arnalds. (1982). Spring grazing on Icelandic rangelands: a review of factors to consider. *Íslenskar landbúnaðarrannsóknir*, 14(1-2), 55-68.
- Arnalds, O. (2000). The Icelandic 'rofabard' soil erosion features. *Earth Surface Processes and Landforms: The Journal of the British Geomorphological Research Group*, 25(1), 17-28.
- Arnór Snorrason, Björn Traustason, Bjarki Þór Eggertsson, Lárus Heiðarsson, Rúnar Ísleifsson og Ólafur Eggerstsson. (2016). Náttúrulegt birki á Íslandi - Ný úttekt á útbreiðslu þess og ástandi. *Náttúrufræðingurinn*, 86, 97-111.
- Aune, S., Hofgaard, A. og Söderström, L. (2011). Contrasting climate-and land-use-driven tree encroachment patterns of subarctic tundra in northern Norway and the Kola Peninsula. *Canadian Journal of Forest Research*, 41(3), 437-449.
- Ayris, P. M. og Delmelle, P. (2012). The immediate environmental effects of tephra emission. *Bulletin of Volcanology*, 74(9), 1905-1936. <https://doi.org/10.1007/s00445-012-0654-5>
- Ágúst H. Bjarnason. (1983). *Íslensk flóra*. Iðunn.
- Ármann Dalmannsson, Eggert Davíðsson og Sveinn Jónsson. (1973). *Byggðir Eyjafjarðar* (1. bindi). Búnaðarsamband Eyjafjarðar.
- Árni Bragason. (e.d.). *Úthagabeit sauðfjár*. Tekið af https://www.rml.is/static/files/RML_saudfjarraekt/radgjof/uthagabeit-saudfjar.pdf
- Árni Brynjar Bragason. (2013). Úthagabeit sauðfjár á Íslandi. Í Ragnhildur Sigurðardóttir (Ritstj.), *Sauðfjarrækt á Íslandi* (bls. 116-134). Uppheimar.
- Ársskýrslur Búnaðarsambands Eyjafjarðar. (1972-2009). Ásetningstölur að hausti.

- Ásgeir Jónsson. (1953). *Forystufé*. Búnaðarfélag Íslands.
- Áslaug Jóna Rafnsdóttir. (2020). *Útbreiðsla birkis á gróðursamfélög í Þórsmörk, Skorradal og Skaftártungu* (BS ritgerð). Háskóli Íslands].
- Ásrún Elmarsdóttir, Bjarni D. Sigurðsson, Edda S. Oddsdóttir, Arne Fjellber, Bjarni E. Guðleifsson, Borgþór Magnússon, Erling Ólafsson, Guðmundur Halldórsson, Guðmundur A. Guðmundsson, Guðríður G. Eyjólfsdóttir, Kristinn H. Skarphéðinsson, María Ingimarsdóttir og Ólafur K. Nielsen. (2011). Áhrif skógræktar á tegundaauði. *Náttúrufræðingurinn*, 81(2), 71-84.
- Bacaro, G., Gioria, M. og Ricotta, C. (2012). Testing for differences in beta diversity from plot-to-plot dissimilarities. *Ecological Research*, 27(2), 285-292.
- Baird, D., Fairbairn, A., Jenkins, E., Martin, L., Middleton, C., Pearson, J., Asouti, E., Edwards, Y., Kabukcu, C. og Mustafaoğlu, G. (2018). Agricultural origins on the Anatolian plateau. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115(14), E3077-E3086.
- Barak, P., Jobe, B. O., Krueger, A. R., Peterson, L. A. og Laird, D. A. (1997). Effects of long-term soil acidification due to nitrogen fertilizer inputs in Wisconsin. *Plant and Soil*, 197(1), 61-69. <https://doi.org/10.1023/A:1004297607070>
- Bartelt-Ryser, J., Joshi, J., Schmid, B., Brandl, H. og Balser, T. (2005). Soil feedbacks of plant diversity on soil microbial communities and subsequent plant growth. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 7(1), 27-49.
- Basile-Doelsch, I., Balesdent, J. og Pellerin, S. (2020). Reviews and syntheses: The mechanisms underlying carbon storage in soil. *Biogeosciences*, 17(21), 5223-5242.
- Beck, J. J., Hernández, D. L., Pasari, J. R. og Zavaleta, E. S. (2015). Grazing maintains native plant diversity and promotes community stability in an annual grassland. *Ecological Applications*, 25(5), 1259-1270.
- Beschta, R. L. og Ripple, W. J. (2009). Large predators and trophic cascades in terrestrial ecosystems of the western United States. *Biological conservation*, 142(11), 2401-2414.
- Bjorkman, A. D., Criado, M. G., Myers-Smith, I. H., Ravolainen, V., Jónsdóttir, I. S., Westergaard, K. B., Lawler, J. P., Aronsson, M., Bennett, B. og Gardfjell, H. (2020). Status and trends in Arctic vegetation: Evidence from experimental warming and long-term monitoring. *Ambio*, 49(3), 678-692.
- Björn Þorsteinsson og Anna Guðrún Þórhallsdóttir. (2003). Gróðurfarsbreytingar í kjölfar beitarfriðunar í Húsafellsskógi. *Ráðunautafundur*, 26(1), 201-203.
- Björn Þorsteinsson og Anna Guðrún Þórhallsdóttir. (2011). Gróðurframvinda í Húsafellsskógi 1981-2010. *Fræðaging landbúnaðarins*, 8, 201-205.
- Blæsterdalen, A. K. (2018). *Effects of sheep grazing on alpine vegetation, a study from Forrolhogna National Park in Central Norway* (Meistararitgerð). University of Southeast Norway.
- Bobbink, R., Hicks, K., Galloway, J., Spranger, T., Alkemade, R., Ashmore, M., Bustamante, M., Cinderby, S., Davidson, E., Dentener, F., Emmett, B., Erisman, J. W., Fenn, M., Gilliam, F., Nordin, A., Pardo, L. og Vries, W. (2010). Global assessment of nitrogen deposition effects on terrestrial plant diversity: A synthesis. *Ecological applications : a publication of the Ecological Society of America*, 20, 30-59. <https://doi.org/10.1890/08-1140.1>
- Bohrer, G., Katul, G. G., Nathan, R., Walko, R. L. og Avissar, R. (2008). Effects of canopy heterogeneity, seed abscission and inertia on wind-driven dispersal kernels of tree seeds. *Journal of Ecology*, 96(4), 569-580.

- Bokdam, J. og Gleichman, J. M. (2000). Effects of grazing by free-ranging cattle on vegetation dynamics in a continental north-west European heathland. *Journal of Applied Ecology*, 37(3), 415-431. <https://doi.org/https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2000.00507.x>
- Borgþór Magnússon, Björn H. Barkarson, Bjarni E. Guðleifsson, Bjarni P. Maronsson, Starri Heiðmarsson, Guðmundur A. Guðmundsson, Sigurður H. Magnússon og Sigbrúður Jónsdóttir. (2006). Vöktun á ástandi og líffræðilegri fjölbreytni úthaga 2005. *Fræðaping landbúnaðarins*(1), 221-232.
- Borgþór Magnússon, Sigurður H. Magnússon og Bjarni D. Sigurðsson. (2003). Áhrif Alaskalúpínu á gróðurfar. *Náttúrufræðingurinn*, 71(3-4), 98-111.
- Borgþór Magnússon og Sigurður H. Magnússon. (1992). Rannsóknir á gróðri og plöntuvali sauðfjár í beitartilraun á Auðkúluheiði. *Fjölrit RALA nr. 159*.
- Brussaard, L., Caron, P., Campbell, B., Lipper, L., Mainka, S., Rabbinge, R., Babin, D. og Pulleman, M. (2010). Reconciling biodiversity conservation and food security: scientific challenges for a new agriculture. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 2(1), 34-42. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.cosust.2010.03.007>
- Bryndís Marteinsdóttir, Kristín Svavarsdóttir og Þóra Ellen Þórhallsdóttir. (2007). Landnám birkis á Skeiðarársandi. *Náttúrufræðingurinn*, 75(2-4), 123-129.
- Brynhildur Bjarnadóttir, Bjarni E. Guðleifsson og Bjarni D. Sigurðsson. (2018). Áhrif eitrunar á útbreiðslu skógarkerfils. *Náttúrufræðingurinn*, 88(1-2), 37-48.
- Burritt, E. A. og Provenza, F. D. (2000). Role of toxins in intake of varied diets by sheep. *Journal of Chemical Ecology*, 26(8), 1991-2005.
- Canfield, R. H. (1941). Application of the line interception method in sampling range vegetation. *Journal of Forestry*, 39. /files/bibliography/057.pdf
- Caratti, J. F. (2006). *Line Intercept (LI) - Sampling Method* (General Technical Reports, Issue 164).
- Carnicer, J., Sardans, J., Stefanescu, C., Ubach, A., Bartrons, M., Asensio, D. og Peñuelas, J. (2015). Global biodiversity, stoichiometry and ecosystem function responses to human-induced C–N–P imbalances. *Journal of Plant Physiology*, 172, 82-91. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jplph.2014.07.022>
- Cosgrove, G., Waghorn, G. og Parsons, A. (1999). Exploring the nutritional basis of preference and diet selection by sheep. *Proceedings of the New Zealand Grassland Association*, 61, 175-180.
- Craine, J. M. og Dybzinski, R. (2013). Mechanisms of plant competition for nutrients, water and light. *Functional Ecology*, 27(4), 833-840. <http://www.jstor.org/stable/23480992>
- Craine, S. I. og Orians, C. M. (2004). Pitch pine (*Pinus rigida* Mill.) invasion of Cape Cod pond shores alters abiotic environment and inhibits indigenous herbaceous species. *Biological conservation*, 116(2), 181-189. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(03\)00188-5](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00188-5)
- Critchley, C. N. R., Chambers, B. J., Fowbert, J. A., Sanderson, R. A., Bhogal, A. og Rose, S. C. (2002). Association between lowland grassland plant communities and soil properties. *Biological conservation*, 105(2), 199-215. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00183-5](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00183-5)
- D'Anjou, R. M., Bradley, R. S., Balascio, N. L. og Finkelstein, D. B. (2012). Climate impacts on human settlement and agricultural activities in northern Norway revealed through

- sediment biogeochemistry. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(50), 20332. <https://doi.org/10.1073/pnas.1212730109>
- Daly, A. J., Baetens, J. M. og De Baets, B. (2018). Ecological diversity: measuring the unmeasurable. *Mathematics*, 6(7), 119.
- de Bello, F., Lepš, J. og Sebastià, M. T. (2007). Grazing effects on the species-area relationship: Variation along a climatic gradient in NE Spain. *Journal of Vegetation Science*, 18(1), 25-34.
- De Graaf, M. C. C., Bobbink, R., Smits, N. A. C., Van Diggelen, R. og Roelofs, J. G. M. (2009). Biodiversity, vegetation gradients and key biogeochemical processes in the heathland landscape. *Biological conservation*, 142(10), 2191-2201. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.04.020>
- Demment, M. W. og Van Soest, P. J. (1985). A nutritional explanation for body-size patterns of ruminant and nonruminant herbivores. *The American Naturalist*, 125(5), 641-672.
- Deng, J., Xie, X.-L., Wang, D.-F., Zhao, C., Lv, F.-H., Li, X., Yang, J., Yu, J.-L., Shen, M., Gao, L., Yang, J.-Q., Liu, M.-J., Li, W.-R., Wang, Y.-T., Wang, F., Li, J.-Q., Hehua, E., Liu, Y.-G., Shen, Z.-Q., . . . Li, M.-H. (2020). Paternal Origins and Migratory Episodes of Domestic Sheep. *Current Biology*, 30(20), 4085-4095.e4086. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.cub.2020.07.077>
- Dufour-Tremblay, G., De Vriendt, L., Lévesque, E. og Boudreau, S. (2012). The importance of ecological constraints on the control of multi-species treeline dynamics in eastern Nunavik, Québec. *American Journal of Botany*, 99(10), 1638-1646. <https://doi.org/https://doi.org/10.3732/ajb.1200279>
- Edea, Z., Dadi, H., Dessie, T. og Kim, K.-S. (2019). Genomic signatures of high-altitude adaptation in Ethiopian sheep populations. *Genes & Genomics*, 41(8), 973-981. <https://doi.org/10.1007/s13258-019-00820-y>
- Erfðanefnd landbúnaðarins. (2019). Íslenskar erfðaaúðlindir - Landsáætlun um verndun erfðaaúðlinda í íslenskri náttúru og landbúnaði 2019-2023.
- Fagúndez, J. (2016). Grazing effects on plant diversity in the endemic *Erica mackayana* heathland community of north-west Spain. *Plant Ecology & Diversity*, 9(2), 207-217.
- Fanney Ósk Gísladóttir, Sigmundur Helgi Brink og Ólafur Arnalds. (2014). Nytjaland. *Rit LBHÍ nr.49*.
- Finnoff, D. og Tschirhart, J. (2009). Plant competition and exclusion with optimizing individuals. *Journal of Theoretical Biology*, 261(2), 227-237. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jtbi.2009.08.002>
- Forbes, J., Mbanya, J. og Anil, M. (1992). Effects of intraruminal infusions of sodium acetate and sodium chloride on silage intake by lactating cows. *Appetite*, 19(3), 293-301.
- Formica, A., Farrer, E. C., Ashton, I. W. og Suding, K. N. (2014). Shrub expansion over the past 62 years in Rocky Mountain alpine tundra: possible causes and consequences. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, 46(3), 616-631.
- Gabríela María Reginsdóttir. (2018). *Breytileiki baktería á milli þriggja jarðvegsgerða í Húsafelli* (BS ritgerð). Landbúnaðarháskóli Íslands.
- Gao, J. og Carmel, Y. (2020). A global meta-analysis of grazing effects on plant richness. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 302, 107072.
- Gilhaus, K., Stelzner, F. og Hölzel, N. (2014). Cattle foraging habits shape vegetation patterns of alluvial year-round grazing systems. *Plant Ecology*, 215(2), 169-179.

- Gillespie, R. G., Baldwin, B. G., Waters, J. M., Fraser, C. I., Nikula, R. og Roderick, G. K. (2012). Long-distance dispersal: a framework for hypothesis testing. *Trends in ecology & evolution*, 27(1), 47-56. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.08.009>
- Gillison, A. og Brewer, K. R. W. (1985). The Use of Gradient Directed Transects or Gradsects in Natural Resource Surveys. *Journal of environmental management*, 20, 103-127.
- Gindl, W., Grabner, M. og Wimmer, R. (2000). The influence of temperature on latewood lignin content in treeline Norway spruce compared with maximum density and ring width. *Trees*, 14(7), 409-414. <https://doi.org/10.1007/s004680000057>
- Golluscio, R. A., Austin, A. T., Martínez, G. C. G., Gonzalez-Polo, M., Sala, O. E. og Jackson, R. B. (2009). Sheep grazing decreases organic carbon and nitrogen pools in the Patagonian steppe: combination of direct and indirect effects. *Ecosystems*, 12(4), 686-697.
- Gonthier, D. J., Ennis, K. K., Farinas, S., Hsieh, H.-Y., Iverson, A. L., Batáry, P., Rudolphi, J., Tschardtke, T., Cardinale, B. J. og Perfecto, I. (2014). Biodiversity conservation in agriculture requires a multi-scale approach. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 281(1791), 20141358.
- Grigoriev, A. A., Shalaumova, Y. V., Vyukhin, S. O., Balakin, D. S., Kukarskikh, V. V., Vyukhina, A. A., Camarero, J. J. og Moiseev, P. A. (2022). Upward Treeline Shifts in Two Regions of Subarctic Russia Are Governed by Summer Thermal and Winter Snow Conditions. *Forests*, 13(2), 174. <https://www.mdpi.com/1999-4907/13/2/174>
- Grondahl, F., Hufthammer, A., Dahl, S. og Rosvold, J. (2010). A preboreal Elk (*Alces alces* L., 1758) antler from south-eastern Norway. *Fauna Norvegica*, 30. <https://doi.org/10.5324/fn.v30i0.629>
- Grytnes, J. A. (2003). Species-richness patterns of vascular plants along seven altitudinal transects in Norway. *Ecography*, 26(3), 291-300. <https://doi.org/https://doi.org/10.1034/j.1600-0587.2003.03358.x>
- Guiz, J., Hillebrand, H., Borer, E. T., Abbas, M., Ebeling, A., Weigelt, A., Oelmann, Y., Fornara, D., Wilcke, W. og Temperton, V. M. (2016). Long-term effects of plant diversity and composition on plant stoichiometry. *Oikos*, 125(5), 613-621.
- Helgi Hallgrímsson. (1983). Af sundurgerð grjótsins á Gleráreyrum. *Helgardagur*(68), 6-7.
- Hill, M. O. (1973). Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology*, 54(2), 427-432.
- Hjelle, K. L., Halvorsen, L. S. og Overland, A. (2010). Heathland development and relationship between humans and environment along the coast of western Norway through time. *Quaternary International*, 220(1), 133-146. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.quaint.2009.09.023>
- Horstkotte, T., Utsi, T. A., Larsson-Blind, Å., Burgess, P., Johansen, B., Käyhkö, J., Oksanen, L. og Forbes, B. C. (2017). Human–animal agency in reindeer management: Sámi herders' perspectives on vegetation dynamics under climate change. *Ecosphere*, 8(9), e01931.
- Hreggviður Norðdahl, Ólafur Ingólfsson og Halldór G. Pétursson. (2012). Ísaldarlok á Íslandi. *Náttúrufræðingurinn*, 82(1-4), 73-86.
- Hörður Kristinsson. (2010). *Íslenska plöntuhandbókin*. Forlagið.
- Hörður Kristinsson. (2015). Útbreiðslumynstur og aldur íslensku flórunnar. *Náttúrufræðingurinn*, 85(3-4), 121-133.
- Hörður Kristinsson, Jón Baldur Hlíðberg og Þóra Ellen Þórhallsdóttir. (2019). *Íslensk flóra* (2. útg.). Vaka-Helgafell.

- Ian, P. og Roger, F. (1996). Grazing Animals as Weed Control Agents. *Weed Technology*, 10(1), 217-231. <http://www.jstor.org/stable/3987805>
- Ingibjörg Svala Jónsdóttir. (1984). Áhrif beitar á gróður Auðkúluheiðar. *Náttúrufræðingurinn*, 53(1-2), 19-40.
- Ingibjörg Svala Jónsdóttir. (1991). Effects of grazing on tiller size and population dynamics in a clonal sedge (*Carex bigelowii*). *Oikos*, 177-188.
- Ingvi Þorsteinsson, Jón Loftsson og Ólafur Guðmundsson. (1984). Beitartilraunir í skóglendi. *Ráðunautafundur*, 7(1), 14-29.
- Irl, S. D., Harter, D. E., Steinbauer, M. J., Gallego Puyol, D., Fernández-Palacios, J. M., Jentsch, A. og Beierkuhnlein, C. (2015). Climate vs. topography—spatial patterns of plant species diversity and endemism on a high-elevation island. *Journal of Ecology*, 103(6), 1621-1633.
- Isbell, F., Adler, P., Eisenhauer, N., Fornara, D., Kimmel, K., Kremen, C., Letourneau, D., Liebman, M., Polley, H., Quijas, S. og Scherer-Lorenzen, M. (2017). Benefits of increasing plant diversity in sustainable agroecosystems. *Journal of Ecology*, 105, 871-879. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12789>
- Járngerður Grétarsdóttir og Jón Guðmundsson. (2007). Skammtímaáhrif sinubruna á Mýrum 2006 á gróðurfar og uppskeru. *Fræðaping landbúnaðarins*, 419-420.
- Jia, S., Wang, X., Yuan, Z., Lin, F., Ye, J., Hao, Z. og Luskin, M. S. (2018). Global signal of top-down control of terrestrial plant communities by herbivores. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115(24), 6237-6242.
- Jost, L. (2007). Partitioning diversity into independent alpha and beta components. *Ecology*, 88(10), 2427-2439.
- Jón Gunnar Ottósson, Anna Sveinsdóttir og María Harðardóttir (ritstj.). (2016). Vistgerðir á Íslandi. *Fjölrit Náttúrufræðistofnunar nr. 49*, 54, 299 bls.
- Jón Viðar Jónmundsson, Lárus G. Birgisson, Sigríður Jóhannesdóttir, Emma Eypórsdóttir, Þorvaldur Kristjánsson og Ólafur R. Dýrmundsson. (2015). Forystufé á Íslandi. *Náttúrufræðingurinn*, 85(3-4), 97-114.
- Jurasinski, G. og Koch, M. (2011). Commentary: do we have a consistent terminology for species diversity? We are on the way. *Oecologia*, 167(4), 893-902.
- Jurasinski, G., Retzer, V. og Beierkuhnlein, C. (2009). Inventory, differentiation, and proportional diversity: a consistent terminology for quantifying species diversity. *Oecologia*, 159(1), 15-26.
- Kaiser, L. (1983). Unbiased Estimation in Line-Intercept Sampling. *Biometrics*, 39(4), 965-976. <https://doi.org/10.2307/2531331>
- Kapfer, J. og Popova, K. (2021). Changes in subarctic vegetation after one century of land use and climate change. *Journal of Vegetation Science*, 32(1), e12854.
- Karami, P., Bandak, I., Karaji, M. G. og Dragovich, D. (2021). Effects of seasonal grazing and annual mowing on floristic composition and plant diversity in the Saral rangeland, Kurdistan, Iran. *Global Ecology and Conservation*, 27, e01515.
- Kaufmann, R., Mayer, R., Schallhart, N. og Erschbamer, B. (2021). Effects of climate change vs. grazing exclusion on species diversity over 18 years along an elevation gradient in the European Alps. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 9, 640103.
- Kawamura, K., Akiyama, T., Yokota, H.-o., Tsutsumi, M., Yasuda, T., Watanabe, O. og Wang, S. (2005). Quantifying grazing intensities using geographic information systems and satellite remote sensing in the Xilingol steppe region, Inner Mongolia, China.

- Agriculture, Ecosystems & Environment*, 107(1), 83-93.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.agee.2004.09.008>
- Kral-O'Brien, K. C., O'Brien, P. L., Hovick, T. J. og Harmon, J. P. (2021). Meta-analysis: Higher Plant Richness Supports Higher Pollinator Richness Across Many Land Use Types. *Annals of the Entomological Society of America*, 114(2), 267-275.
- Kreft, H. og Jetz, W. (2007). Global patterns and determinants of vascular plant diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(14), 5925.
<https://doi.org/10.1073/pnas.0608361104>
- Kristín Svavarsdóttir, Menja von Schmalensee, Ása L. Aradóttir, Anne Bau og Róbert A. Stefánsson. (2016). Áhrif sláttar og eitrunar á lúpínubreiður og gróðurfar. *Náttúrufræðingurinn*, 86(1-2), 5-18.
- Leblans, N. I. W., Sigurdsson, B. D., Aerts, R., Vicca, S., Magnússon, B. og Janssens, I. A. (2017). Icelandic grasslands as long-term C sinks under elevated organic N inputs. *Biogeochemistry*, 134(3), 279-299. <https://doi.org/10.1007/s10533-017-0362-5>
- Ledgard, N. (2001). The spread of lodgepole pine (*Pinus contorta*, Dougl.) in New Zealand. *Forest Ecology and Management*, 141(1), 43-57.
[https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00488-6](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00488-6)
- Legendre, P. og De Cáceres, M. (2013). Beta diversity as the variance of community data: dissimilarity coefficients and partitioning. *Ecology letters*, 16(8), 951-963.
- Legendre, P. og Gallagher, E. D. (2001). Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia*, 129(2), 271-280.
- Legendre, P. og Legendre, L. (2012). *Numerical Ecology* (Vol. 24). Elsevier.
- Li, S., Su, P., Zhang, H., Zhou, Z., Xie, T., Shi, R. og Gou, W. (2018). Distribution patterns of desert plant diversity and relationship to soil properties in the Heihe River Basin, China. *Ecosphere*, 9(7), e02355. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/ecs2.2355>
- Liang, X., Yuan, J., Yang, E. og Meng, J. (2017). Responses of soil organic carbon decomposition and microbial community to the addition of plant residues with different C:N ratio. *European Journal of Soil Biology*, 82, 50-55.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2017.08.005>
- Lloyd, J. og Taylor, J. A. (1994). On the Temperature Dependence of Soil Respiration. *Functional Ecology*, 8(3), 315-323. <https://doi.org/10.2307/2389824>
- López, C. L., García, R. R., Ferreira, L. M., García, U., Osoro, K. og Celaya, R. (2017). Impacts of horse grazing on botanical composition and diversity in different types of heathland. *The Rangeland Journal*, 39(4), 375-385.
- Mahood, A. L. og Balch, J. K. (2019). Repeated fires reduce plant diversity in low-elevation Wyoming big sagebrush ecosystems (1984–2014). *Ecosphere*, 10(2), e02591.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1002/ecs2.2591>
- Marselle, M. R., Hartig, T., Cox, D. T. C., de Bell, S., Knapp, S., Lindley, S., Triguero-Mas, M., Böhning-Gaese, K., Braubach, M., Cook, P. A., de Vries, S., Heintz-Buschart, A., Hofmann, M., Irvine, K. N., Kabisch, N., Kolek, F., Kraemer, R., Markevych, I., Martens, D., . . . Bonn, A. (2021). Pathways linking biodiversity to human health: A conceptual framework. *Environment International*, 150, 106420.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.106420>
- Masin, E., Nelson, C. R. og Valliant, M. T. (2018). Can sheep control invasive forbs without compromising efforts to restore native plants? *Rangeland Ecology & Management*, 71(2), 185-188.

- Matvælaráðuneytið. (2022). Mælaborð landbúnaðarins. Skoðað á: <https://www.stjornarradid.is/verkefni/atvinnuvegir/landbunadur/maelabord-landbunadarins/>
- Mavromihalis, J., Dorrough, J., Clark, S., Turner, V. og Moxham, C. (2013). Manipulating livestock grazing to enhance native plant diversity and cover in native grasslands. *The Rangeland Journal*, 35(1), 95-108.
- McCain, C. M. og Grytnes, J. A. (2010). Elevational gradients in species richness. *eLS*.
- Menja von Schmalensee. (2010). Vágastir í vistkerfum - seinni hluti. *Náttúrufræðingurinn*, 80(3-4), 84-102.
- Merdas, S., Menad, A., Mostephaoui, T. og Sakaa, B. (2017). Plant community structure and diversity under grazing gradient in arid Mediterranean steppe of Algeria. *Journal of Materials and Environmental Sciences*, 8, 4329-4338.
- Moeslund, J. E., Arge, L., Bøcher, P. K., Dalgaard, T., Ejrnæs, R., Odgaard, M. V. og Svenning, J.-C. (2013). Topographically controlled soil moisture drives plant diversity patterns within grasslands. *Biodiversity and Conservation*, 22(10), 2151-2166.
- Msimbira, L. A. og Smith, D. L. (2020). The roles of plant growth promoting microbes in enhancing plant tolerance to acidity and alkalinity stresses. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 4, 106.
- Mulder, C. P. H. (1999). Vertebrate herbivores and plants in the Arctic and subarctic: effects on individuals, populations, communities and ecosystems. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 2(1), 29-55.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1078/1433-8319-00064>
- Mulloy, T. A., Barrio, I. C., Jónsdóttir, I. S. og Hik, D. S. (2021). The effects of different management interventions on degraded rangelands in Iceland. *Land Degradation & Development*, 32(16), 4583-4594.
- Mörsdorf, M. A., Ravolainen, V. T., Yoccoz, N. G., Thórhallsdóttir, T. E. og Jónsdóttir, I. S. (2021). Decades of Recovery From Sheep Grazing Reveal No Effects on Plant Diversity Patterns Within Icelandic Tundra Landscapes [Original Research]. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 8. <https://doi.org/10.3389/fevo.2020.602538>
- Naud, L., Måsviken, J., Freire, S., Angerbjörn, A., Dalén, L. og Dalerum, F. (2019). Altitude effects on spatial components of vascular plant diversity in a subarctic mountain tundra. *Ecology and Evolution*, 9(8), 4783-4795.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1002/ece3.5081>
- Náttúrufræðistofnun Íslands. (2018). Vistgerðakort. Skoðað á: <https://vistgerdakort.ni.is>
- Náttúrufræðistofnun Íslands og Landgræðsla ríkisins. (2010). *Alaskalúpína og skógarkerfill á Íslandi. Útbreiðsla, varnir og nýting. Skýrsla til Umhverfissráðherra*.
- Oesterheld, M. og Oyarzábal, M. (2004). Grass-to-grass protection from grazing in a semi-arid steppe. Facilitation, competition, and mass effect. *Oikos*, 107(3), 576-582.
- Oksanen, L., Fretwell, S. D., Arruda, J. og Niemela, P. (1981). Exploitation ecosystems in gradients of primary productivity. *The American Naturalist*, 118(2), 240-261.
- Osem, Y., Perevolotsky, A. og Kigel, J. (2006). Similarity between seed bank and vegetation in a semi-arid annual plant community: The role of productivity and grazing. *Journal of Vegetation Science*, 17(1), 29-36.
- Ostendorf, B. og Reynolds, J. F. (1998). A model of arctic tundra vegetation derived from topographic gradients. *Landscape Ecology*, 13(3), 187-201.
<https://doi.org/10.1023/A:1007986410048>

- Ólafur Arnalds og Hlynur Óskarsson. (2009). Íslenskur jarðvegur. *Landbúnaðarháskóli Íslands, Jarðvegsstofa*.
- Ólafur Arnalds, Hlynur Óskarsson, Fanney Ósk Gísladóttir og Einar Grétarsson. (2009). *Jarðvegskort af Íslandi*. Landbúnaðarháskóli Íslands. Skoðað á: <https://www.moldin.net/jarethvegskort---soil-map-of-iceland.html>
- Ólafur Arnalds, Jóhann Þórsson og Elín Fjóla Þórarinsdóttir. (2003). Landnýting og vistvæn framleiðsla sauðfjárafurða. *Fjölrit RALA nr. 211*.
- Ólafur R. Dýrmundsson. (1989). Kenningar um beitarpunga. *Ráðunautafundur*, 12(1), 51-58.
- Óskarsson, H., Arnalds, Ó., Gudmundsson, J. og Gudbergsson, G. (2004). Organic carbon in Icelandic Andosols: geographical variation and impact of erosion. *Catena*, 56(1-3), 225-238.
- Pakeman, R. J., Fielding, D. A., Everts, L. og Littlewood, N. A. (2019). Long-term impacts of changed grazing regimes on the vegetation of heterogeneous upland grasslands. *Journal of Applied Ecology*, 56(7), 1794-1805.
- Palmer, T. (2012). Towards the probabilistic Earth-system simulator: A vision for the future of climate and weather prediction. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, 138(665), 841-861.
- Pawel Wasowicz. (2020). *Annotated checklist of vascular plants of Iceland*. Fjölrit Náttúrufræðistofnunar nr. 57. Garðabær: Náttúrufræðistofnun Íslands. DOI: 10.33112/1027-832X.57.
- Perea, R., Girardello, M. og San Miguel, A. (2014). Big game or big loss? High deer densities are threatening woody plant diversity and vegetation dynamics. *Biodiversity and Conservation*, 23(5), 1303-1318. <https://doi.org/10.1007/s10531-014-0666-x>
- Provenza, F. D. (1995). Postingestive feedback as an elementary determinant of food preference and intake in ruminants. *Rangeland Ecology & Management/Journal of Range Management Archives*, 48(1), 2-17.
- Pywell, R. F., Meek, W. R., Webb, N. R., Putwain, P. D. og Bullock, J. M. (2011). Long-term heathland restoration on former grassland: The results of a 17-year experiment. *Biological conservation*, 144(5), 1602-1609. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.02.010>
- RALA og LBHÍ. *Kortavefsjá*. Skoðað 20.06.2022 á: <https://gis.lbhi.is/portal/apps/webappviewer/index.html?id=7c1134a79cc34c628ec0994c9beec898>
- Rast-Eicher, A. og Bender Jørgensen, L. (2013). Sheep wool in Bronze Age and Iron Age Europe. *Journal of Archaeological Science*, 40(2), 1224-1241. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jas.2012.09.030>
- Raynolds, M., Magnússon, B., Metúsalemsson, S. og Magnússon, S. H. (2015). Warming, sheep and volcanoes: Land cover changes in Iceland evident in satellite NDVI trends. *Remote Sensing*, 7(8), 9492-9506.
- Rán Finnsdóttir. (2020). *Effects of sheep grazing on plants adapting to climate change and rising temperatures* (Meistararitgerð). Uppsala University.
- Reich, P. B. og Oleksyn, J. (2004). Global patterns of plant leaf N and P in relation to temperature and latitude. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 101(30), 11001-11006. <https://doi.org/doi:10.1073/pnas.0403588101>
- Rényi, A. (1961). On measures of entropy and information. *Proceedings of the Fourth Berkeley Symposium on Mathematical Statistics and Probability, Volume 1: Contributions to the Theory of Statistics*,

- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F. S., Lambin, E. F., Lenton, T. M., Scheffer, M., Folke, C. og Schellnhuber, H. J. (2009). A safe operating space for humanity. *Nature*, 461(7263), 472-475.
- Rodríguez-Castañeda, G. (2013). The world and its shades of green: A meta-analysis on trophic cascades across temperature and precipitation gradients. In (Vol. 22, pp. 118-130): Wiley Online Library.
- Rook, A. J., Harvey, A., Parsons, A. J., Orr, R. J. og Rutter, S. M. (2004). Bite dimensions and grazing movements by sheep and cattle grazing homogeneous perennial ryegrass swards. *Applied Animal Behaviour Science*, 88(3), 227-242.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.applanim.2004.03.006>
- Ross, L. C., Austrheim, G., Asheim, L.-J., Bjarnason, G., Feilberg, J., Fosaa, A. M., Hester, A. J., Holand, Ø., Jónsdóttir, I. S. og Mortensen, L. E. (2016). Sheep grazing in the North Atlantic region: A long-term perspective on environmental sustainability. *Ambio*, 45(5), 551-566.
- Räsänen, A., Kuitunen, M., Hjort, J., Vaso, A., Kuitunen, T. og Lensu, A. (2016). The role of landscape, topography, and geodiversity in explaining vascular plant species richness in a fragmented landscape.
- Schenk, H. J. (2008). Soil depth, plant rooting strategies and species' niches. *New Phytologist*, 178(2), 223-225. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2008.02427.x>
- Scherer, L. A., Verburg, P. H. og Schulp, C. J. E. (2018). Opportunities for sustainable intensification in European agriculture. *Global Environmental Change*, 48, 43-55.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2017.11.009>
- Schönbach, P., Wan, H., Gierus, M., Bai, Y., Müller, K., Lin, L., Susenbeth, A. og Taube, F. (2011). Grassland responses to grazing: effects of grazing intensity and management system in an Inner Mongolian steppe ecosystem. *Plant and Soil*, 340(1), 103-115.
- Sebastià, M. T., de Bello, F., Puig, L. og Taull, M. (2008). Grazing as a factor structuring grasslands in the Pyrenees. *Applied Vegetation Science*, 11(2), 215-222.
- Sigurður Blöndal. (2000). Kristnesskógur. Í Bjarni E. Guðleifsson (Ritstj.), *Ásýnd Eyjafjarðar* (bls. 143-147). Skógræktarfélag Eyfirðinga.
- Sigurður H. Magnússon, Ingvar Magnússon og Bjarni E. Guðleifsson. (2006). Skógarkerfill - ágeng tegund í íslenskri náttúru. *Fræðaping landbúnaðarins*(1), 410-415.
- Sigurður H. Magnússon og Kristín Svavarsdóttir. (2007). Áhrif beitarfriðunar á framvindu gróðurs og jarðvegs á lítt grónu landi. *Fjölrit Náttúrufræðistofnunar nr. 49*. 67 bls.
- Sigbrúður Jónsdóttir. (1989). Beitaratferli og fæðuval sauðfjár og hrossa. *Ráðunautafundur*, 12(1), 33-40.
- Sigbrúður Jónsdóttir. (2010). *Sauðfjárhagar - Leiðbeiningar við mat á ástandi beitalanda*. (ISBN 978-9979-9295-4-3). Retrieved from <https://land.is/wp-content/uploads/2018/01/Sauðfjárhagar.-Leiðbeiningar-við-ástandi-beitarlanda.pdf>
- Soons, M. B., Hefting, M. M., Dorland, E., Lamers, L. P. M., Versteeg, C. og Bobbink, R. (2017). Nitrogen effects on plant species richness in herbaceous communities are more widespread and stronger than those of phosphorus. *Biological conservation*, 212, 390-397. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.12.006>
- Spiegelberger, T., Matthies, D., Müller-Schärer, H. og Schaffner, U. (2006). Scale-dependent effects of land use on plant species richness of mountain grassland in the European Alps. *Ecography*, 29(4), 541-548. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2006.04631.x>

- Sternberg, M., Gutman, M., Perevolotsky, A., Ungar, E. D. og Kigel, J. (2000). Vegetation response to grazing management in a Mediterranean herbaceous community: a functional group approach. *Journal of Applied Ecology*, 37(2), 224-237.
- Sverrir A. Jónsson, Ólafur Eggertsson og Ingólfsson, Ó. (2012). Skógarsaga Fljótsdalshéraðs síðustu 2000 árin. *Náttúrufræðingurinn*, 82(1-4), 87-97.
- Taylor, J. J., Lawler, J. P., Aronsson, M., Barry, T., Bjorkman, A. D., Christensen, T., Coulson, S. J., Cuyler, C., Ehrich, D., Falk, K., Franke, A., Fuglei, E., Gillespie, M. A., Heiðmarsson, S., Høye, T., Jenkins, L. K., Ravolainen, V., Smith, P. A., Wasowicz, P. og Schmidt, N. M. (2020). Arctic terrestrial biodiversity status and trends: A synopsis of science supporting the CBMP State of Arctic Terrestrial Biodiversity Report. *Ambio*, 49(3), 833-847. <https://doi.org/10.1007/s13280-019-01303-w>
- Tryggvi Felixson. (2021, 24). Sýnum fyrirhyggju - metum áhrif stafafuru og stikagrenis. *Bændablaðið*, 79.
- Tuomisto, H. (2010). A consistent terminology for quantifying species diversity? Yes, it does exist. *Oecologia*, 164(4), 853-860.
- Török, P., Penksza, K., Tóth, E., Kelemen, A., Sonkoly, J. og Tóthmérész, B. (2018). Vegetation type and grazing intensity jointly shape grazing effects on grassland biodiversity. *Ecology and Evolution*, 8(20), 10326-10335.
- Umhverfis- orku- og loftslagsráðuneytið. (2022a). *Samningur um líffræðilega fjölbreytni*. Skoðað á: https://www.umhverfisraduneyti.is/media/umhverfisraduneyti-media/media/PDF_skrar/Samningur-um-liffraedilega-fjolebreytni.pdf
- Umhverfis- orku- og loftslagsráðuneytið. (2022b). *Samningur um verndun villtra plantna og dýra og lífsvæða í Evrópu*. Skoðað á: <https://www.stjornarradid.is/efst-a-baugi/frettir/stok-frett/2000/07/04/Bernar-samningurinn/>
- Umhverfisráðuneytið. (2018). Glerárdalur, Akureyrarkaupstað. Stjórnunar- og verndaráætlun 2018-2027, 36 bls.
- Vikje, H. K. (2020). *Effect of sheep grazing and fertilization on species richness, diversity, and biomass in an alpine area in Central Norway* (Meistararitgerð) University of South-Eastern Norway.
- Wang, D., Wu, G.-L., Zhu, Y.-J. og Shi, Z.-H. (2014). Grazing exclusion effects on above-and below-ground C and N pools of typical grassland on the Loess Plateau (China). *Catena*, 123, 113-120.
- Wasowicz, P. og Alm, T. (2022). *Senecio pseudoarnica* Less. (Asteraceae): a new non-native species invading coastal areas in arctic and subarctic Europe. *Biological Invasions*. <https://doi.org/10.1007/s10530-022-02759-w>
- Wasowicz, P., Przedpelska-Wasowicz, E. M. og Kristinnsson, H. (2013). Alien vascular plants in Iceland: Diversity, spatial patterns, temporal trends, and the impact of climate change. *Flora - Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, 208(10), 648-673. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.flora.2013.09.009>
- Webb, N. R. (1998). The traditional management of European heathlands. *Journal of Applied Ecology*, 35(6), 987-990. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.1998.tb00020.x>
- Wei, C., Wang, H., Liu, G., Zhao, F., Kijas, J. W., Ma, Y., Lu, J., Zhang, L., Cao, J., Wu, M., Wang, G., Liu, R., Liu, Z., Zhang, S., Liu, C. og Du, L. (2016). Genome-wide analysis reveals adaptation to high altitudes in Tibetan sheep. *Scientific Reports*, 6(1), 26770. <https://doi.org/10.1038/srep26770>

- Worm, B., Lotze, H. K., Hillebrand, H. og Sommer, U. (2002). Consumer versus resource control of species diversity and ecosystem functioning. *Nature*, 417(6891), 848-851.
- Wöll, C. (2008). *Treeline of mountain birch (Betula pubescens Ehrh.) in Iceland and its relationship to temperature* (Meistararitgerð). Technical University Dresden.
- Þorsteinn Guðmundsson. (2003). Náttúruauðlindin jarðvegur. *Freyr*, 99(8), 14-21.
- Þorvaldur Örn Árnason. (2011). Að hemja Alaskalúpínu á Íslandi. *Náttúrufræðingurinn*, 81(3-4), 108-114.
- Þóra Ellen Þórhallsdóttir. (2010). Um tegundaauði og einkenni íslensku flórunnar. *Náttúrufræðingurinn*, 79(1-4), 102-110.
- Þórólfur H. Hafstað, Halldór G. Pétursson og Freysteinn Sigurðsson. (1994). Vatnsveita Akureyrar vatnsból og vatnsvernd, 48 bls.

8. Viðaukar

8.1 Viðauki 1

Ef $q = \frac{1}{2}$, fæst eftirfarandi Hill tala:

$$^{1/2}D = \left(\sum_{i=1}^S \sqrt{p_i} \right)^2$$

Útreikningar gefa eftirfarandi niðurstöður:

Meðal $^{1/2}D_{\text{Friðað}} = 14,369$

Meðal $^{1/2}D_{\text{Beitt}} = 15,045$

Munurinn er $14,369/15,045 = 0,955$, eða 4,5%

Mann-Whitney U-próf: Ekki marktækur munur $p > 0,05$

⇒ Þessi vísir gefur sömu niðurstöðu og Shannon fjölbreytni 1D

8.2 Viðauki 2

Snið á friðuðu svæði:



F9	F12	F27
F23	F5	F22
F14	F3	F11
F1	F18	F28
F25	F24	F13

Snið á friðuðu svæði:



F10	F2	F16
F8	F6	F19
F7	F4	F26
F30	F15	F21
F17	F29	F20

Snið á beittu svæði:



B5	B15	B28
B27	B11	B20
B6	B4	B8
B29	B12	B9
B2	B26	B25

Snið á beittu svæði:



B17	B16	B24
B18	B13	B1
B23	B22	B19
B21	B14	B3
B10	B7	B30

8.3 Viðauki 3

Haustbeit hrossa vinstramegin við girðingu (efri mynd) virðist hafa örvað grasvöxt samanborið við alfriðað svæði hægra megin við girðingu (neðri mynd):



8.4 Viðauki 4

Fjölbreytnivísar og tegundavelta milli sniða. Í eftirfarandi dæmi tákna bókstafirnir mismunandi tegundir, hver tegund hefur hlutfallslega þekju $(p) = 1/3$. Dálkar tákna snið sem eru sex á hverju svæði.

Svæði 1 (sex mismunandi snið), tegundir: abcdef						Veltufjölbreytni (tegundaauðgi) = 0
A	B	C	D	E	F	Veltufjölbreytni (tegundasamsetning): $(1/3+2/3+1+2/3+1/3 + 1/3+2/3+1+2/3 + 1/3+2/3+1+1/3+2/3 + 1/3)/6 = 9/16 = 1,5$
B	C	D	E	F	A	
C	D	E	F	A	B	

Svæði 2 (fjögur mismunandi snið), tegundir: abcdef						Veltufjölbreytni (tegundaauðgi) = 0
A	A	D	D	A	B	Veltufjölbreytni (tegundasamsetning): $(0+1+1+1/3+2/3 + 1+1+1/3+2/3 + 0+2/3+1/3 + 2/3+1/3 + 1)/6 = 9/6 = 1,5$
B	B	E	E	C	D	
C	C	F	F	E	F	

Svæði 3 (tvö mismunandi snið), tegundir: abcdef						Veltufjölbreytni (tegundaauðgi) = 0
A	A	A	D	D	D	Veltufjölbreytni (tegundasamsetning): $(0+0+1+1+1 + 0+1+1+1 + 1+1+1 + 0+0 + 0)/6 = 9/6 = 1,5$
B	B	B	E	E	E	
C	C	C	F	F	F	

Svæði 4 (fjögur mismunandi snið), tegundir: bcdefg						Veltufjölbreytni (tegundaauðgi) = 0
B	B	E	E	B	C	Veltufjölbreytni (tegundasamsetning): $(0+0+1+1+1 + 0+1+1+1 + 1+1+1 + 0+0 + 0)/6 = 9/6 = 1,5$
C	C	F	F	D	E	
D	D	G	G	F	G	

Athygli vekur að veltufjölbreytni skuli vera eins innan allra svæða. Allir hefðbundnir fjölbreytni og jafnræðisvísar eru eins milli svæða. Þau eru hinsvegar gjörólík hvað samsetningu sniða varðar. Á svæðum 1-3 eru sex, fjögur og tvö mismunandi snið með sömu tegundum. Á svæði 4 eru fjögur mismunandi snið með aðeins öðrum tegundum en svæði 1-3. Skoðum veltufjölbreytni milli svæða með því að bera saman öll snið:

Svæði 1 og 2: $((0+1/3+2/3+1+2/3+1/3)*2 + (1+2/3+1/3+0+1/3+2/3)*2 + (1/3+2/3+1/3+2/3+1/3+2/3) + (2/3+1/3+2/3+1/3+2/3+1/3))/36 = 18/6 = 3$

Svæði 1 og 3: $((0+1/3+2/3+1+2/3+1/3)*3 + (1+2/3+1/3+0+1/3+2/3)*3)/36 = 18/6 = 3$

Svæði 1 og 4: $(1/3+1/3+1+1+2/3+2/3)*2 + (1+1+2/3+1/3+1/3+2/3)*2 + (2/3+1/3+2/3+1/3+2/3+1/3) + (2/3+2/3+1/3+2/3+2/3+1) = 23/6 = 3,8$

Svæði 2 og 3: $((0+0+1+1+1/3+2/3)*3 + (1+1+0+0+2/3+1/3)*3)/36 = 18/6 = 3$

Svæði 2 og 4: $(1/3+1/3+2/3+2/3+2/3+1/3)*2 + (1+1+1/3+1/3+2/3+2/3)*2 + (2/3+2/3+1/3+1/3+1+0) + (2/3+2/3+2/3+2/3+1/3+1) = 21/6 = 3,5$

Svæði 3 og 4: $(1/3+1/3+1/3+2/3+2/3+2/3)*2 + (1+1+1+1/3+1/3+1/3)*2 + (2/3+2/3+2/3+1/3+1/3+1/3) + (2/3+2/3+2/3+2/3+2/3+2/3) = 23/36 = 3,8$

Samanlögð veltufjölbreytni milli hvers svæðis og hinna þriggja:

- 1) 9,8 2) 9,5 (minnst frábrugðið) 3) 9,8 4) 11,1 (mest frábrugðið)

8.5 Viðauki 5

Sjálfsáin stafafura á beittu svæði (um 300 metrar yfir sjávarmáli):



8.6 Viðauki 6

Allar tegundir á friðuðu svæði í stærðarröð eftir heildarþekju. Fjöldi sniða sem þær fundust á.

	Tegund	Latneskt heiti ¹	Þekja (sm)	Fj. sniða	Plöntuhópur
1	Krækilyng	<i>Empetrum nigrum</i>	6010	29	Sr
2	Bláberjalyng	<i>Vaccinium uliginosum</i>	5518	28	Sr
3	Fjalldrapi	<i>Betula nana</i>	4559	28	R&T
4	Mosar	<i>Bryophytes</i>	2126	19	M
5	Holtasóley	<i>Dryas octopetala</i>	1806	22	Bl
6	Snarrótarpunktur	<i>Deschampsia cespitosa</i>	1203	22	G
7	Beitilyng	<i>Calluna vulgaris</i>	1127	18	Sr
8	Gulmaðra	<i>Galium verum</i>	877	21	Bl
9	Loðvíðir	<i>Salix lanata</i>	863	14	R&T
10	Língresi	<i>Agrostis sp.</i>	842	25	G
11	Ilmreyr	<i>Anthoxanthum nipponicum</i>	743	20	G
12	Vallelfting	<i>Equisetum pratense</i>	674	17	By
13	Ljónslappi	<i>Alchemilla alpina</i>	628	16	Bl
14	Túnvingull	<i>Festuca richardsonii</i>	575	26	G
15	Bugðupunktur	<i>Avenella flexuosa</i>	545	11	G
16	Reyrgresi	<i>Hierochloe odorata</i>	541	10	G
17	Klóelfting	<i>Equisetum arvense</i>	476	20	By
18	Hvítsmári	<i>Trifolium repens</i>	431	6	Bl
19	Kornsúra	<i>Bistorta vivipara</i>	307	22	Bl
20	Fjallavíðir	<i>Salix arctica</i>	290	8	R&T
21	Mariustakkur	<i>Alchemilla filicaulis</i>	261	4	Bl
22	Mýrelfting	<i>Equisetum palustre</i>	251	7	By
23	Blóðberg	<i>Thymus praecox</i>	244	15	Sr
24	Gulvíðir	<i>Salix phylicifolia</i>	222	4	R&T
25	Móasef	<i>Juncus trifidus</i>	212	12	Hg
26	Grasvíðir	<i>Salix herbacea</i>	193	5	Sr
27	Stinnastör	<i>Carex bigelowii</i>	187	10	Hg
28	Aðalbláberjalyng	<i>Vaccinium myrtillus</i>	185	2	Sr
29	Birki	<i>Betula pubescens</i>	182	2	R&T
30	Hvítmaðra	<i>Galium normanii</i>	165	15	Bl
31	Vallhæra	<i>Luzula multiflora</i>	147	14	Hg
32	Þursaskegg	<i>Carex myosuroides</i>	140	12	Hg
33	Brjóstagras	<i>Thalictrum alpinum</i>	140	15	Bl
34	Beitieski	<i>Equisetum variegatum</i>	131	11	By
35	Vallarsveifgras	<i>Poa pratensis</i>	114	4	G
36	Blásveifgras	<i>Poa glauca</i>	104	7	G
37	Fléttur	<i>Lichenes</i>	102	5	F
38	Lokasjóður	<i>Rhinanthus minor</i>	89	6	Bl
39	Undafífill	<i>Hieracium sp.</i>	71	6	Bl
40	Blávingull	<i>Festuca vivipara</i>	69	5	G

	Tegund	Latneskt heiti ¹	Þekja (sm)	Fj. sniða	Plöntuhópur
41	Slíðrastör	<i>Carex vaginata</i>	62	4	Hg
42	Axhæra	<i>Luzula spicata</i>	61	9	Hg
43	Túnfífill	<i>Taraxacum acromaurum</i>	57	4	Bl
44	Fjalldalafífill	<i>Geum rivale</i>	49	2	Bl
45	Hrútaber	<i>Rubus saxatilis</i>	46	1	Sr
46	Túnsúra	<i>Rumex acetosa</i>	45	5	Bl
47	Blágresi	<i>Geranium sylvaticum</i>	36	2	Bl
48	Lyfjagras	<i>Pinguicula vulgaris</i>	34	5	Bl
49	Friggjargras	<i>Platanthera hyberborea</i>	32	6	Bl
50	Lambagras	<i>Silene acaulis</i>	32	2	Bl
51	Mýrasóley	<i>Parnassia palustris</i>	32	5	Bl
52	Finnungur	<i>Nardus stricta</i>	30	2	G
53	Brennisóley	<i>Ranunculus subborealis</i>	26	4	Bl
54	Hrossanál	<i>Juncus arcticus</i>	22	1	Hg
55	Vegarfi	<i>Cerastium fontanum</i>	20	2	Bl
56	Móalógresi	<i>Trisetum molle</i>	18	1	G
57	Mýrastör	<i>Carex nigra</i>	15	1	Hg
58	Sýkigras	<i>Tofieldia pusilla</i>	15	2	Bl
59	Reynir	<i>Sorbus aucuparia</i>	15	1	T&R
60	Tungljurt	<i>Botrychium lunaria</i>	15	3	By
61	Smjörgras	<i>Bartsia alpina</i>	14	1	Bl
62	Steindepla	<i>Veronica fruticans</i>	13	4	Bl
63	Mosajafni	<i>Selaginella selaginoides</i>	13	4	By
64	Fjallafoxgras	<i>Phleum alpinum</i>	11	1	G
65	Skarífífill	<i>Scorzoneroideis autumnalis</i>	10	1	Bl
66	Barnarót	<i>Coeloglossum viride</i>	9	2	Bl
67	Sótstör	<i>Carex atrata</i>	7	1	Hg
68	Gleym-mér-ei	<i>Myosotis arvensis</i>	7	1	Bl
69	Klukkublóm	<i>Pyrola minor</i>	6	1	Bl
70	Lindadúnurt	<i>Epilobium alsinifolium</i>	3	1	Bl
71	Hjónagras	<i>Pseudorchis straminea</i>	2	1	Bl

Heildarþekja samtals og heildarfjöldi fundarstaða 34.107 623

	Utan sniða	Latneskt heiti ¹	Plöntuhópur
	Einir	<i>Juniperus communis</i>	T&R
	Fjallasveifgras	<i>Poa alpina</i>	G
	Klófífa	<i>Eriophorum angustifolium</i>	Hg
	Hálmgresi	<i>Calamagrostis neglecta</i>	G
	Vallhumall	<i>Achillea millefolium</i>	Bl

Plöntuhópar, skammstafanir: Blómjurtir (Bl), Byrkningar (By), Fléttur (F), Grös (G), Hálfgrös (Hg), Mosar (M), Runnar & tré (R&T) og Smárunnar (Sr).

Allar tegundir á beittu svæði í stærðarröð eftir heildarþekju. Fjöldi sniða sem þær fundust á.

	Tegund	Latneskt heiti ¹	Þekja (sm)	Fj. sniða	Plöntuhópur
1	Bláberjalyng	<i>Vaccinium uliginosum</i>	4989	24	Sr
2	Krækilyng	<i>Empetrum nigrum</i>	4154	28	Sr
3	Mosar	<i>Bryophytes</i>	3937	22	M
4	Fjalldrapi	<i>Betula nana</i>	3483	22	R&T
5	Snarrótarpuntur	<i>Deschampsia cespitosa</i>	2083	23	G
6	Holtasóley	<i>Dryas octopetala</i>	1385	17	Bl
7	Ljónslappi	<i>Alchemilla alpina</i>	1355	22	Bl
8	Fjalldalafífill	<i>Geum rivale</i>	1209	13	Bl
9	Vallelfting	<i>Equisetum pratense</i>	1026	21	By
10	Mýrelfting	<i>Equisetum palustre</i>	968	13	By
11	Beitilyng	<i>Calluna vulgaris</i>	805	10	Sr
12	Ilmreyr	<i>Anthoxanthum nipponicum</i>	795	24	G
13	Fjallavíðir	<i>Salix arctica</i>	781	13	R&T
14	Loðvíðir	<i>Salix lanata</i>	714	15	R&T
15	Bugðupuntur	<i>Avenella flexuosa</i>	693	8	G
16	Língresi	<i>Agrostis sp.</i>	661	22	G
17	Reyrgresi	<i>Hierochloe odorata</i>	621	9	G
18	Kornsúra	<i>Bistorta vivipara</i>	569	22	Bl
19	Beitieski	<i>Equisetum variegatum</i>	560	13	By
20	Gulmaðra	<i>Galium verum</i>	479	17	Bl
21	Mariústakkur	<i>Alchemilla filicaulis</i>	461	12	Bl
22	Gulvíðir	<i>Salix phylicifolia</i>	411	3	R&T
23	Brjóstagrass	<i>Thalictrum alpinum</i>	359	25	Bl
24	Túnvingull	<i>Festuca richardsonii</i>	333	24	G
25	Stinnastör	<i>Carex bigelowii</i>	285	12	Hg
26	Móasef	<i>Juncus trifidus</i>	284	13	Hg
27	Fléttur	<i>Lichenes</i>	240	4	F
28	Grasvíðir	<i>Salix herbacea</i>	235	6	Sr
29	Blóðberg	<i>Thymus praecox</i>	197	12	Sr
30	Þursaskegg	<i>Carex myosuroides</i>	186	9	Hg
31	Klóelfting	<i>Equisetum arvense</i>	160	15	By

	Tegund	Latneskt heiti ¹	Þekja (sm)	Fj. sniða	Plöntuhópur
32	Vallarsveifgras	<i>Poa pratensis</i>	148	7	G
33	Hvítmaðra	<i>Galium normanii</i>	145	13	Bl
34	Blásveifgras	<i>Poa glauca</i>	138	6	G
35	Klukkublóm	<i>Pyrola minor</i>	128	8	Bl
36	Mýrastör	<i>Carex nigra</i>	124	5	By
37	Vallhæra	<i>Luzula multiflora</i>	112	12	Hg
38	Túnfífill	<i>Taraxacum acromaurum</i>	110	8	Bl
39	Finnungur	<i>Nardus stricta</i>	103	5	G
40	Undafífill	<i>Hieracium sp.</i>	93	7	Bl
41	Slíðrastör	<i>Carex vaginata</i>	92	8	Hg
42	Hvítsmári	<i>Trifolium repens</i>	76	8	Bl
43	Brennisóley	<i>Ranunculus subborealis</i>	71	5	Bl
44	Hnappstör	<i>Carex capitata</i>	62	2	Hg
45	Friggjargras	<i>Platanthera hyerborea</i>	58	5	Bl
46	Skarífífill	<i>Scorzoneroidea autumnalis</i>	46	5	Bl
47	Hálmgresi	<i>Calamagrostis neglecta</i>	40	3	G
48	Vegarfi	<i>Cerastium fontanum</i>	37	6	Bl
49	Blávingull	<i>Festuca vivipara</i>	34	2	G
50	Birki	<i>Betula pubescens</i>	32	1	R&T
51	Túnsúra	<i>Rumex acetosa</i>	29	4	Bl
52	Klófífa	<i>Eriophorum angustifolium</i>	26	2	Hg
53	Barnarót	<i>Coeloglossum viride</i>	26	4	Bl
54	Hrossanál	<i>Juncus arcticus</i>	24	1	Hg
55	Lokasjóður	<i>Rhinanthus minor</i>	24	4	Bl
56	Sótstör	<i>Carex atrata</i>	22	2	Hg
57	Lyfjagras	<i>Pinguicula vulgaris</i>	21	2	Bl
58	Hjónagras	<i>Pseudorchis straminea</i>	16	1	Bl
59	Stafafura	<i>Pinus contorta</i>	16	1	R&T
60	Axhæra	<i>Luzula spicata</i>	15	2	Hg
61	Fjallafoxgras	<i>Phleum alpinum</i>	13	1	G
62	Jakobsfífill	<i>Erigeron borealis</i>	9	2	Bl
63	Sýkigras	<i>Tofieldia pusilla</i>	9	1	Bl
64	Mýrasóley	<i>Parnassia palustris</i>	8	2	Bl

	Tegund	Latneskt heiti ¹	Þekja (sm)	Fjöldi sniða	
65	Mosajafni	<i>Selaginella selaginoides</i>	8	3	By
66	Steindepla	<i>Veronica fruticans</i>	7	1	Bl
67	Lambagras	<i>Silene acaulis</i>	5	1	Bl
68	Hagavorblóm	<i>Draba rupestris</i>	4	1	Bl
69	Flagahnoðri	<i>Sedum villosum</i>	3	1	Bl
70	Tungljurt	<i>Botrychium lunaria</i>	3	1	By
Heildarþekja samtals og heildarfjöldi fundarstaða			36.355	646	

	Utan sniða	Latneskt heiti ¹	Plöntuhópur
	Einir	<i>Juniperus communis</i>	R&T
	Fjallasveifgras	<i>Poa alpina</i>	G
	Reynir	<i>Sorbus aucuparia</i>	R&T
	Aðalbláberjalyng	<i>Vaccinium myrtillus</i>	Sr
	Móalógresi	<i>Trisetum molle</i>	G
	Gleym-mér-ei	<i>Myosotis arvensis</i>	Bl
	Lindadúnurt	<i>Epilobium alsinifolium</i>	Bl
	Dýragras	<i>Gentiana nivalis</i>	Bl

Plöntuhópar, skammstafanir: Blómjurtir (Bl), Byrkningar (By), Fléttur (F), Grös (G), Hálfgrös (Hg), Mosar (M), Runnar & tré (R&T) og Smárunnar (Sr).

¹ Pawel Wasowicz 2020

8.7 Viðauki 7

Shannon óreiða vs. tegundaaúði, snið samanlagðra svæða að viðbættum núllpunkti (ofar) og Shannon fjölbreytni vs. tegundaaúði, snið samanlagðra svæða að viðbættum núllpunkti (neðar)

