



NÁTTÚRUSTOFA
VESTFJARÐA


Aðalstræti 12
415 Bolungarvík
nave@nave.is

Uppbrot skóglendis vegna vegagerðar um Teigsskóg

*Grunnúttekt og staða þekkingar á
uppbroti búsvæða á norðlægum
slóðum*

Freyja Ragnarsdóttir Pedersen
Hulda Birna Albertsdóttir

Apríl 2026
NV nr. 06-26

 NÁTTÚRUSTOFA VESTFJARÐA		Dagsetning: apríl 2026
		Dreifing: <input checked="" type="checkbox"/> Opin <input type="checkbox"/> Lokuð til: Háð leyfi verkkaupa
Skýrsla nr: NV nr. 05-26	Verknúmer: 662	
Heiti skýrslu: Uppbrot skóglendis vegna vegagerðar um Teigsskóg. Grunnúttekt og staða þekkingar á uppbroti búsvæða á norðlægum slóðum.		Blaðsíður: 27
Höfundur: Freyja Ragnarsdóttir Pedersen og Hulda Birna Albertsdóttir		Upplag:
Verkefnisstjóri: Hulda Birna Albertsdóttir		Fjöldi korta: 1
		Gerð skýrslu/Verkstig: Lokaeintak
Undirskrift verkefnastjóra: Hulda Birna Albertsdóttir		Unnið fyrir: Vegagerðina
Undirskrift verkefnastjóra: Hulda Birna Albertsdóttir		Yfirfarið af:
Lykilorð íslensk: Uppbrot búsvæða, jaðarsvæði, jaðaráhrif, Teigsskógur, vegaframkvæmdir, vistgerðir, endurheimt.		Lykilorð ensk: Habitat fragmentation, edge area, edge effect, road construction, habitat types, ecological restoration.

ÚTDRÁTTUR

Tap og umbreyting á náttúrulegum búsvæðum er megin ástæða fyrir tapi á líffræðilegri fjölbreytni og ein af orsökum loftslagsbreytinga og eru verklegar framkvæmdir einn af drifkröftum þess. Þessi skýrsla fjallar um grunnstöðu skóglendis í Teigsskógi og möguleg áhrif búsvæðauppbrots og jaðaráhrifa á skóglendið sem hlaust af vegagerð frá Þórisstöðum að Grenitrésnesi. Rannsóknin miðar að því að meta hvernig vegaf framkvæmdir hafa áhrif á gróður og umhverfisaðstæður og hvort endurheimtaraðgerðir geti stuðlað að þróun í átt að náttúrulegum búsvæðum. Rannsóknir benda til misjafnra áhrifa uppbrots, allt frá engum áhrifum til neikvæðra eða jákvæðra áhrifa. Jaðarsvæði sem myndast við rask geta haft veruleg áhrif á tegundasamsetningu og vistfræðilega ferla.

Gróðurmælingar voru framkvæmdar árið 2024 á átta mælisniðum sem lögð voru þvert á mörk raskaðs og óraskaðs skóglendis. Jarðvegssýni voru einnig tekin til að meta jarðvegseiginleika sem vísir að ástandi vistkerfisins. Niðurstöður sýna fjölbreyttan skógarbotnsgróður í þroskuðum vistkerfum og jarðvegur á mælisniðum samanstendur að mestu af áfoksjarðvegi.

Rannsóknin undirstrikar þörfina á langtímavöktun jaðaráhrifa, þar sem endaleg áhrif búsvæðauppbrots geta komið fram yfir áratugi. Á Íslandi er vaxtartími stuttur, framvinda hæg og því mikilvægt að sinna langtímavöktun til að meta hvort endurheimtaraðgerðir hafi jákvæð áhrif til lengri tíma.

EFNISYFIRLIT

Útdráttur.....	3
1. Inngangur.....	5
1.1 Uppbrot búsvæða, jaðarsvæði og kjarnasvæði.....	5
1.2 Úttektarsvæðið	7
1.3 Markmið og afmörkun: grunnmæling og langtímasamhengi.....	8
2. Aðferðir.....	9
2.1 Gróðurmælingar.....	9
2.2 Jarðvegsmælingar	10
2.3 Úrvinnsla gagna.....	10
2.4 Heimildaleit	11
3. Niðurstöður	11
3.1 Staða þekkingar á uppbroti búsvæða vegna vegagerðar á norðlægum slóðum	11
3.2 Gróðurþekja og tegundasamsetning.....	12
4. Umræður	15
4.1 Vægi tíma á framvindu gróðurs.....	15
4.2 Lífræn jaðaráhrif: tegundasamsetning, fræregn og viðkvæmni búsvæða	15
4.3 Ólífræn jaðaráhrif og nærviðri: vegabreidd, lögun og áhrif inn í kjarnasvæði.....	15
4.4 Jarðvegur sem vísir að ástandi vistkerfis og endurheimt til lengri tíma	16
4.5 Sérstaða Teigsskógar.....	17
5. Lokaorð	19
Heimildir	20
Viðauki 1	24

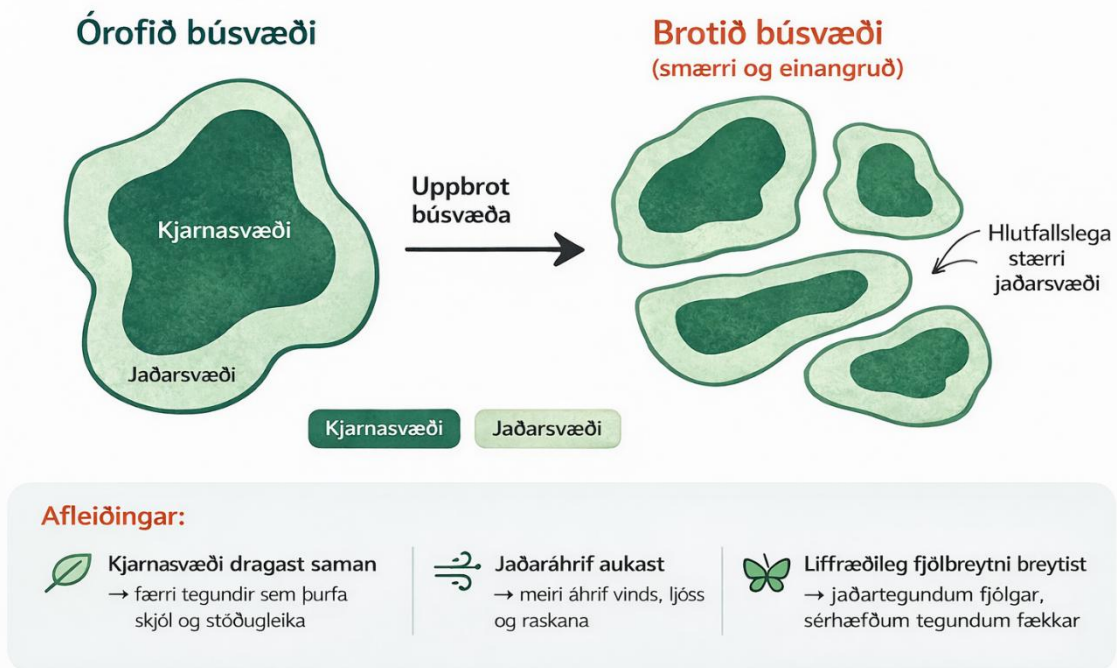
1. INNGANGUR

Tap og umbreyting á náttúrulegum búsvæðum er megin ástæða fyrir tapi á líffræðilegri fjölbreytni og ein af orsökum loftslagsbreytinga (Butchart o.fl., 2010; Fahrig, 2003; IPBES, 2019; Thomas o.fl., 2004; WWF, 2020) og eru verklegar framkvæmdir einn af drifkröftum þess. Rannsóknir hafa sýnt fram á að búsvæðatap valdi 20-70% samdrætti í fjölbreytileika plantna, hryggleysingja og fugla í heiminum (Haddad o.fl., 2015). Þekking á áhrifum búsvæðauppbrots á líffræðilegan fjölbreytileika er hins vegar minna þekkt (Miller-Rushing o.fl., 2019) og niðurstöður benda til misjafnra áhrifa, allt frá engum áhrifum til neikvæðra eða jákvæðra áhrifa (Fahrig, 2017; Fletcher et al., 2018; Miller-Rushing o.fl., 2019). Jafnframt er ruglingur á notkun hugtaka í rannsóknum á uppbroti búsvæða og viðhorf gagnvart viðfangsefninu neikvæð sem leiðir til ósamræmis í stefnumótun og vernd búsvæða (Riva o.fl., 2024).

Aukin einangrun á búsvæðum, líkt og gerist við uppbot búsvæða, getur dregið úr dreifingu og aukið hættu á útrýmingu tegunda á tilteknu svæði og þar með dregið úr líffræðilegum fjölbreytileika (Haddad o.fl., 2015; Ibáñez o.fl., 2014). Uppbot búsvæða getur einnig aukið líffræðilegan fjölbreytileika staðbundið þar sem fleiri tegundir eru gjarnan að finna á opnum svæðum þar sem meira sólarljós kemst að og rými verður fyrir nýjar tegundir og aðrar vistgerðir myndast (Fahrig, 2017; Hass o.fl., 2018). Mælingar á líffræðilegum fjölbreytileika þurfa því að taka mið af þessum þáttum þar sem hann vísar til fjölbreytileika innan tegunda, milli tegunda og milli vistkerfa.

1.1 Uppbot búsvæða, jaðarsvæði og kjarnasvæði

Uppbot búsvæða er hugtak sem lýsir því þegar gróðursamfélög sem áður mynduðu eina heild, brotna upp í smærri svæði (Fahrig, 2003; Haddad o.fl., 2015). Við þetta myndast nýir jaðrar og heildarflatarmál jaðarsvæða eykst (sjá mynd 1). Jaðar gróðurreita má skilgreina í víðu samhengi sem jaðarsvæði þar sem nærviðri og vistfræðilegar aðstæður hafa tekið breytingum og eru þar með ólík miðju gróðurreitarins (Matlack, 1993). Innan við þessi jaðarsvæði eru svokölluð kjarnasvæði. Þau sýna dæmigerð einkenni gróðursamfélaga og vistgerða með tilliti til tegundasamsetningar, nærviðris og annarra umhverfisþátta (Herse o.fl., 2018). Kjarnasvæði eru dýrmæt því þau hýsa oft mjög sérhæfðar tegundir sem þola illa þær sveiflur og þann breytileika sem oft einkennir jaðarsvæðin (De Pauw o.fl., 2024; Schöpke o.fl., 2024).



Mynd 1: Skýringarmynd á uppbroti búsvæða og hvernig jaðarsvæði aukast meðan kjarnasvæði minnka. Mynd aðlöguð frá Guðrún Óskarsdóttir og Ása L. Aradóttir, 2015. Vegvist-vistvænar lausnir við frágang á vegsvæðum. Rit Lbhí nr. 59 með aðstoð frá ChatGPT (OpenAI, 7. apríl 2026).

Jaðarsvæði er almennt hægt að skilgreina í tvo flokka eftir uppruna, náttúruleg eða manngerð (Lindenmayer og Fischer, 2006). Jaðarsvæði myndast náttúrulega þegar vistgerðir/gróðursamfélög mætast og geta verið mikilvæg búsvæði fyrir ýmis plöntu- og dýrasamfélög. Manngerð jaðarsvæði myndast við rask, t.d. þegar hluti búsvæða eru fjarlægð og nýtt, manngert jaðarsvæði verður til. Jaðarsvæði geta verið „mjúk“, þar sem breytingar á gróðursamfélögum eru línulegar eða „harðar“, líkt og við skógarhögg (e. clear cut) (Lindenmayer og Fischer, 2006).

Jaðaráhrif vísa til lífrænna og ólífrænna breytinga. Vistfræðilegi jaðarinn sem myndast í kjölfar röskunar er afleiðing af samspili milli eðlis og umfangi rasksins annarsvegar og framvindu innan óraskaða svæðisins hins vegar (Lindenmayer og Fischer, 2006). Jaðaráhrif vegna manngerðs rasks í skóglendi má flokka sem annarsvegar frumsvörun (e. primary response), sem stafar beint af myndun jaðarsins, eða afleidda svörun (e. secondary response), sem verður óbeint vegna myndun jaðarsins. Frumsvörun eða óbein svörun felur í sér byggingarskemmdir á gróðri, röskun á skógarbotni og jarðvegi, breytta hringrás næringarefna og niðurbrot, breytta uppgufun og dreifingu frjókorna og fræja (Lindenmayer og Fischer, 2006). Afleidd eða óbein svörun felur í sér vaxtarmynstur plantna, endurnýjun, æxlun og dánartíðni. Þessi svörun birtist sem breytt uppbygging gróðurs og breytt samsetning tegunda (Harper o.fl., 2005).

Uppbrot búsvæða felur ekki einungis í sér tap á samfelldu gróðurlendi, heldur leiðir það jafnframt til myndunar nýrra jaðarsvæða þar sem vistfræðilegar aðstæður geta verið verulega frábrugðnar þeim sem ríkja í óröskuðum búsvæðum. Slík jaðarsvæði eru lykilþáttur í skilningi á áhrifum vegagerðar á vistkerfi (Lindenmayer og Fischer, 2006). Mikilvæg tengsl geta verið á milli þess hvernig jaðaráhrif koma fram og lögunar gróðurreita. Langir og mjóir reitir eru í meiri

hættu á að vera útsettir fyrir ólífrænum og lífrænum jaðaráhrifum samanborið við sporöskjulaga eða hringlaga reiti (Lindenmayer og Fischer, 2006).

1.2 Úttektarsvæðið

Úttekt á búsvæðauppbroti náði aðeins til hluta framkvæmdasvæðis vegagerðarinnar, nánar tiltekið kaflans frá Þórisstöðum að Grenitrésnesi. Það svæði sem úttektin tók til er víðfeðmt og einkennist af stórum hluta af skógi, kjarri graslendi og mólendi auk melasvæða inn á milli. Áhrif framkvæmdarinnar á vistgerðir eru tvíþætt: Annars vegar bein áhrif vegna eyðingar gróðurþekju og hins vegar óbein áhrif, svo sem jaðaráhrif og rof á búsvæðum. Óbein áhrif eru enn óljós þar sem endurheimt staðargróðurs á vegöxlum milli Þórisstaða og Hallsteinsness er skammt á veg komin. Í framkvæmdarleyfi var gerð krafa um endurheimt staðargróðurs til að bæta ásýnd og áhrif vegarins á gróður og landslag (Reykholahreppur, 2020). Standist endurheimt ekki áætlanir hefur verið lagt til að gripið sé til ráðstafana, m.a. girðingar og friðun (Hulda Birna Albertsdóttir, Cristian Gallo, Hafdís Sturlaugsdóttir og Sigurður Halldór Árnason, 2021).

Sú vistgerð sem raskaðist mest við framkvæmdirnar er lyngmóavist á láglandi (verndargildi 21) (Hulda Birna Albertsdóttir og Hafdís Sturlaugsdóttir, 2023), en hún er á lista Bernarsamnings yfir vistgerðir sem þarfnast verndar (Olga Kolbrún Vilmundardóttir o.fl., 2019; Council of Europe, 2019). Aðrar verðmætar vistgerðir sem röskuðust eru kjarrskógavist (verndargildi 24) og blómskógavist (verndargildi 18). Báðar teljast þær til skóglendisvasta, sem flokkast sem forgangsvistgerðir samkvæmt Bernarsamningnum (Council of Europe, 2019; Olga Kolbrún Vilmundardóttir o.fl., 2019).

Náttúrulegur birkiskógur og kjarr er áberandi á sunnanverðum Vestfjörðum. Nýliðun birkis hefur aukist samhliða minnkandi sauðfjárbætur á rannsóknarsvæðinu og er víða orðið það þétt að erfitt er að komast ferða sinna (Arnór Snorrason o.fl., 2016; Skógræktin, 2016).

Fjallað hefur verið um það magn lífmassa sem raskaðist við framkvæmdina, auk almennra upplýsinga um lífmassa í íslenskum birkiskógum (Hulda Birna Albertsdóttir og Hafdís Sturlaugsdóttir, 2023).

Skóglendi á svæðinu þekur samtals 609,3 hektara, en af þeim röskuðust 29,1 hektari vegna vegaframkvæmda. Áætlað er að endurheimta náttúrulegan staðargróður á tæplega 6 hekturum af hinu raskaða svæði. Annars staðar var endurheimt ekki tæknilega möguleg, einkum þar sem brattar skeringar koma í veg fyrir endurheimt.



Kort 1. Vöktunar- og rannsóknarsnið í Teigsskógi, með vistlendakort undir (unnið upp úr kortlagningu: Hulda Birna Albertsdóttir og Hafdís Sturlaugsdóttir, 2023). Staðsetningar gróðursniða (rautt), rask vegna vegagerðar (gul lína).

Uppbrot votlendisbúsvæða er mikilvægt viðfangsefni innan vistfræðirannsóknna, þar sem slíkt rask getur haft veruleg áhrif á hringrás og flæði næringarefna, vatnsbúskap og lífefnafræðilega ferla innan vistkerfa (Tiner, 2022). Vegagerð er sérstaklega talin ein helsta ógn við votlendi, þar sem vegir og tengd mannvirki rjúfa samfelld búsvæði, draga úr vistfræðilegri tengingu og breyta vatnafræðilegum ferlum. Slíkar breytingar geta haft víðtæk áhrif á vistkerfi votlendis, meðal annars með því að raska flæði vatns og næringarefna (Tiner, 2022). Þrátt fyrir mikilvægi þessara þátta verður ekki fjallað nánar um uppbrot votlendisbúsvæða í þessari skýrslu, þar sem áhersla hennar beinist að uppbroti skóglendis og jaðaráhrifum á gróður.

1.3 Markmið og afmörkun: grunnmæling og langtímasamhengi

Heildstætt mat á áhrifum uppbrots búsvæða krefst samþættrar nálgunar þar sem gróður, jarðvegur og aðrir ólífrænir þættir líkt og veðurfar eru skoðuð í tíma og rúmi. Í ljósi þessa miðar rannsóknin að því að meta hvernig jaðaráhrif vegna vegagerðar hafa áhrif á gróður og umhverfisaðstæður í Teigsskógi, og hvort endurheimtaraðgerðir stuðli að þróun í átt að óröskuðum búsvæðum og dragi úr umfangi jaðaráhrifa inn í óröskuð vistkerfi.

Rannsóknarspurningar sem leitast verður við að svara með rannsóknum á uppbroti búsvæða og jaðaráhrifa í Teigsskógi eru:

- Hver er staða þekkingar á uppbroti búsvæða vegna vegagerðar á norðlægum slóðum?
- Hvaða áhrif hefur uppbrot búsvæða og búsvæðatap vegna vegagerðar á skógvistir í Teigsskógi?
- Breytast gróðurþekja, gróðurhæð og tegundasamsetning með aukinni nálægð við rask?
- Gefa mældir jarðvegseiginleikar og ólífrænir þættir vísbendingar um áhrif uppbrots búsvæða og framvindu endurheimtar?

Fyrsta útgáfa skýrslunnar byggir á heimildaöflun og stöðu þekkingar á viðfangsefninu í dag ásamt fyrstu mælingum sem lýsa grunnástandi (e. baseline) óraskaðra og raskaðra svæða á fyrstu stigum endurheimtar. Í annarri útgáfu skýrslunnar verður hægt að bera saman mælingar

milli tíma sem vonir standa um að geti greint breytingar á ástandi vistkerfanna í Teigsskógi eftir vegaf framkvæmdir.

2. AÐFERÐIR

Grunnúttekt rannsóknarinnar byggist bæði á nýjum gróður mælingum og fyrirbyggjandi gróður- og vistgerðarúttektum sem gerðar hafa verið á svæðinu (Hulda Birna Albertsdóttir og Hafdís Sturlaugsdóttir, 2023). Rannsóknin náði til skóglendis innan framkvæmdasvæðis vegagerðarinnar milli Þórisstaðar að Grenitrésnesi í Reykhólahreppi (sjá kort 1). Vettvangsvinna fór fram dagana 13.- 15. ágúst 2024 og voru úttektir framkvæmdar af Huldu Birnu Albertsdóttur, Steinunni Garðarsdóttur, Hafdís Sturlaugsdóttur og Freyju Ragnarsdóttur Pedersen.

2.1 Gróður mælingar

Átta 20 m löng mælisnið voru lögð á mörk raskaðs og óraskaðs skóglendis. Á hverju sniði voru sex smáreitir staðsettir í 3, 6, 9, 12, 15 og 18 m fjarlægð frá jaðri rasksins. Markmiðið var að greina hvernig gróðursamsetning og þekja breytist með aukinni fjarlægð frá öröskuðu svæði. Mælisnið í öröskuðu landi voru lögð í beinu framhaldi af sniðum í röskuðu landi til að tryggja samanburðarhæfni milli raskaðra og óraskaðra svæða. GPS-staðsetning upphafs (A)- og lokapunkts (B) hvers sniðs var skráð. Teknar voru yfirlitsmyndir við upphaf, miðju og enda sniðanna, auk mynda af öllum smáreitunum (Mynd 2).



Mynd 2. Dæmi um smáreit (til vinstri) og gróðursnið (til hægri) í öröskuðu skóglendi. Mynd: NAVE/HBA.

Við val á staðsetningu mælisniða í röskuðu svæði voru fyrst valin svæði þar sem endurheimt gróðurs var möguleg, til dæmis þar sem skeringar voru ekki of brattar. Staðsetning mælisniða var síðan ákveðin með tilviljunaraðferð þar sem stöðvarnúmer voru notuð til að velja staðsetningu sniðanna og hvort þau skyldu liggja ofan eða neðan vegar. Út frá því voru síðan staðsett gróðursnið í öröskuðu skóglendi eftir sömu aðferðum.

Á hverju mælisniði voru settir niður sex $0,5 \times 0,5$ m smáreitir til gróðurmælinga. Tilviljunartafla var notuð til að ákveða hvort reitur væri staðsettur hægra eða vinstra megin við sniðið.

Í hverjum smáreit var skráð: staðsetning í landslagi (botn, hlíð, toppur eða jafnlendi), tegund gróðurlendis, jarðvegsgerð (áfoksjarðvegur, lífrænn jarðvegur, melur, eyrar, sandur, klöpp eða leirur), hæð gróðurs og trjáa og heildarþekja gróðurs í prósentum (%). Þekja æðplantna, mosa, fléttna og grýtni var metin samkvæmt aðlöguðum Braun-Blanquet skala (tafla 1). Þekja einstakra æðplöntutegunda var einnig skráð samkvæmt sama skala, en mosar og fléttur voru almennt ekki greind til tegunda. Undantekningar voru þó gerðar fyrir ákveðna hópa og tegundir, svo sem melagambra, hraungambra, svarðmosa og nokkra fléttuhópa (engjaskófa, breiskjuflétta, kræðuflétta, hreindýrakraóka og mosa- og fléttuskán).

Að auki voru skráðar allar æðplöntutegundir sem fundust á hverju mælisniði utan smáreitanna. Tegundaheiti voru fengin á vefsíðu Náttúrufræðistofnunar Íslands (e.d.).

Á hverju sniði í óröskuðu landi var svæðinu lýst með helstu tegundum og samsetningu til að gefa tilfinningu fyrir svæðinu.

Tafla 1. Skali sem notaður var við mat á þekju einstakra tegunda í rannsóknunum í Teigsskógi. Miðgildi þekjubilanna voru notuð við útreikning á meðaltölum og úrvinnslu gagna.

Einkunn	Þekjubil	Miðgildi þekjubils
•	0 – 0,5%	0,25
+	0,5 – 1%	0,75
1	1 – 5%	3
2	5 – 25%	15
3	25 – 50%	37,5
4	50 – 75%	62,5
5	75 – 100%	87,5

2.2 Jarðvegs mælingar

Jarðvegssýni voru tekin í tveimur smáreitum á hverju mælisniði (reit 1 og 3). Tekið var efsta 10 cm lag jarðvegs með jarðvegsbor og sýnin sett í bréfpoka eftir ljósmyndun. Sýnin voru þurrkuð við stofuhita og send til *Efnagreininga ehf* þar sem mæld voru sýrustig (pH), kolefnisinnihald (C%), nitur innihald (N%) og C/N hlutfall. Hluti sýnanna var þurrkaður við 105°C til að ákvarða magn þurrefnis og niðurstöður leiðréttar með tilliti til þess.

Jarðvegsdýpt var mæld í einu horni hvers smáreits með 110 cm löngum járntein. Einnig var skráð ef sjáanlegt vatn var í jarðvegi.

2.3 Úrvinnsla gagna

Við úrvinnslu gagna var reiknuð meðalþekja, dreifni og staðalfrávik tegunda og tegundahópa. Einkunnum Braun-Blanquet skalans var umbreytt í prósentur miðað við miðgildi þekjubila (tafla 1) áður en tölfræðileg úrvinnsla hófst.

Æðplöntur voru flokkaðar í eftirfarandi hópa tré og runnar, smárunnar, grös, hálfgrös og hærur, byrkningar og tvíkímblaða blómjurtir. Mosar og fléttur voru greind sem sérstakir hópar.

2.4 Heimildaleit

Við heimildaöflun var notast við leitarvélur Google Scholar (e.d.) og Science Direct (e.d.). Leitarorð voru meðal annars: *Habitat fragmentation, edge-core effects, edge area habitats, soil as an indicator for ecosystem health, edge effects on plant communities, road construction habitat fragmentation, forest fragmentation*. Leitarorð voru aðlöguð eftir þörfum með áherslu á gróðursamfélög, rask á norðurslóðum og vistkerfi laufskóga og mólendis. Leitast var við að finna sem nýlegastar heimildir.

3. NIÐURSTÖÐUR

Niðurstöður eru annars vegar byggðar á heimildaöflun og hins vegar á gróðurmælingum sem framkvæmdar voru á rannsóknarsvæðinu ásamt vistgerðarkortum og lífmassamælingum (Hulda Birna Albertsdóttir og Hafdís Sturlaugsdóttir, 2023; Hulda Birna Albertsdóttir og Freyja Ragnarsdóttir Pedersen, óbirt skýrsla).

3.1 Staða þekkingar á uppbroti búsvæða vegna vegagerðar á norðlægum slóðum

Rannsóknir á uppbroti búsvæða vegna mannglegra framkvæmda, þar á meðal vegagerðar, eru almennt tengdar breytingum á gróðurfari, vistfræðilegum ferlum og líffræðilegri fjölbreytni (Fahrig, 2003; Haddad o.fl., 2015; Lindenmayer og Fischer, 2006). Flestar rannsóknir á langtíma jaðaráhrifum í skógvistum eru þó framkvæmdar á miðlægum breiddargráðum, í tempruðum skógum (Fardila o.fl., 2017; Haddad o.fl., 2015), þar sem umhverfisaðstæður eru gjörólíkar þeim sem við þekkjum á Íslandi.

Takmarkaðar rannsóknir hafa beinst sérstaklega að jaðaráhrifum og búsvæðauppbroti í lágvöxnum skógum á norðurslóðum, líkt og íslenskum birkiskógum. Margar rannsóknir skilgreina jaðaráhrif í skógum þar sem fjarlægðir milli jaðra og kjarnasvæða eru mun meiri en algengt er í íslenskum birkiskógum. Í litlum og mjóum skógarsvæðum getur kjarnasvæði verið takmarkað eða jafnvel óljóst, sem gerir hefðbundnar skilgreiningar á jaðaráhrifum síður viðeigandi.

Rannsóknir benda til þess að jaðaráhrif geti haft áhrif á útbreiðslu og gnægð tegundahópa innan búsvæða, meðal annars með aukinni útbreiðslu sjúkdóma, ágengra og hraðvaxandi tegunda og auknu álagi vegna rányrkju (Lindenmayer og Fischer, 2006). Svæði í endurheimt verða jafnframt oft fyrir fræregni frá tegundum sem eru betur aðlagaðar opnu og röskuðu umhverfi en dæmigerðar kjarnategundir skógarvistkerfa (Lindenmayer og Fischer, 2006).

Ólífræn jaðaráhrif tengjast einkum breytingum á næviðri, svo sem aukinni birtu, hærra lofthita, minni loftraka og auknu vindálagi (Chen o.fl., 1995; Gascon o.fl., 2000; Watkins o.fl., 2003; Lindenmayer og Fischer, 2006). Slík áhrif geta náð frá nokkrum tugum og í sumum tilfellum hundruðum metra inn frá jaðri, þó umfang þeirra sé háð staðbundnum aðstæðum (Lindenmayer og Fischer, 2006). Vegir og önnur línuleg mannvirki rjúfa samfellda skógarþekju og auka þannig innstreymi ljóss og vinds, sem getur leitt til minni jarðvegraka, hitastigsbreytinga og breytinga á gróðursamfélögum (Chen o.fl., 1995). Langir og mjóir gróðurreitir eru almennt taldir viðkvæmari fyrir jaðaráhrifum en breiðari eða kringlóttir reitir (Lindenmayer og Fischer, 2006).

Rannsóknir frá norðlægum svæðum utan skóga gefa þó mikilvægar vísbendingar um framvindu vistheimtar eftir rask. Í rannsókn á alpavistkerfum í Noregi var fylgst með endurheimt gróðurs

meðfram vegi á verndarsvæði yfir átta ára tímabil (Risberget o.fl., 2024). Niðurstöður sýndu að votlendi var farið að nálgast upprunalega gróðursamsetningu og ólífæna þætti, á meðan þurrari búsvæði, svo sem hryggir og víðikjarr, voru enn frábrugðin öröskuðum svæðum, meðal annars með herra hlutfalli grasa og lægra hlutfalli smárunna. Gróðursamsetning á þessum búsvæðum var enn marktækt frábrugðin eftir átta ár, sem bendir til þess að endurheimt geti tekið langan tíma eða jafnvel stöðvast án frekari inngrípa (Risberget o.fl., 2024).

Þrátt fyrir að breytingar á tegundasamsetningu og tegundum séu oft fyrstu og sýnilegustu afleiðingar jaðaráhrifa, benda rannsóknir til þess að jarðvegur sé lykilvísir að ástandi vistkerfa og framvindu endurheimtar til lengri tíma (Sánchez o.fl., 2025). Jarðvegur bregst almennt hægar við raski og endurheimt en gróður, en getur veitt mikilvægar upplýsingar um langtímaáhrif uppbrots búsvæða. Rannsóknir á íslenskum birkiskógum sýna að jarðvegur getur innihaldið hátt kolefnisinnihald, sérstaklega í eldri skógum, sem endurspeglar bæði eiginleika eldfjallajarðar og langvarandi stöðugleika vistkerfa (Sánchez o.fl., 2025).

3.2 Gróðurþekja og tegundasamsetning

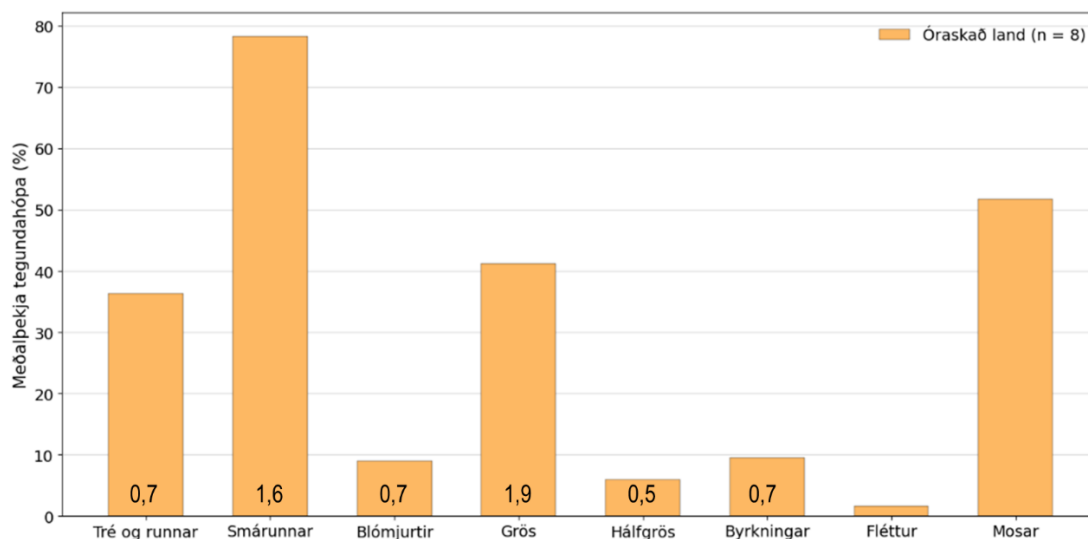
Í viðmiðunarskóglendinu eru vistfræðilegir ferlar sjálfbærir og samverkandi, þar sem jarðvegsmyndun, næringarefnahringrás, vatnsbúskapur, gróðurframvinda og vistfræðileg tengsl stuðla saman að myndun stöðugs vistkerfis með gott seigluþol. Gróðurferlar endurspeglu náttúrulega framvindu og endurnýjun, þar sem birki og aðrar trjá- og runnategundir endurnýjast að mestu með sjálfsáningu, en eldra birki vex jafnframt upp af teinungi. Lagskipting skógarins inniheldur trjáþekju, runnalag, gras og blómjurtir, mosa og fléttur og lífrænt yfirborðslag (sjá mynd 3). Lagskiptingin stuðlar að fjölbreyttum búsvæðum og stöðugri þróun vistkerfisins. Mest áberandi tegundirnar í skóglendinu á meðal birkis (*Betula pubescens*) eru aðalbláber (*Vaccinium myrtillus*), bláber (*Vaccinium uliginosum*), krækilyng (*Empetrum nigrum*), bugðupunktur (*Avenella flexuosa*) og vallarsveifgras (*Poa pratensis*), brennisóley (*Ranunculus subborealis*), blágresi (*Geranium sylvaticum*), snarrótarpuntur (*Deschampsia cespitosa*) og vallelfting (*Equisetum pratense*). Í minna mæli má til dæmis finna þrílaufung (*Gymnocarpium dryopteris*), túnfífil (*Taraxacum ssp.*), túnsúru (*Rumex acetosa*), stinnastör (*Carex bigelowii ssp. rigida*), sortulyng (*Arctostaphylos uva-ursi*), skrautpunt (*Milium effusum*), ljónslappa (*Alchemilla alpina*), hrútaber (*Rubus saxatilis*), hálíngresi (*Agrostis capillaris*), gulmöðru (*Galium verum*) og reyrgresi (*Hierochloe odorata*) svo eitthvað sé nefnt. Á nokkrum stöðum á svæðinu er að finna krossjurt (*Melampyrum sylvaticum*), ferlaufung (*Paris quadrifolia*) og fleiri fágætari æðplöntutegundir. Af öðrum trjá og runnategundum má finna ilmreynir (*Sorbus aucuparia*), einir (*Juniperus communis*), gulvíðir (*Salix phylicifolia*), loðvíðir (*Salix lanata*), grávíðir (*Salix arctica*) og fjalldrapa (*Betula nana*), þótt þessar tegundir hafi ekki greinst á viðmiðunarsniðum nema í litlu mæli. Á öllum viðmiðunarsvæðunum var full gróðurþekja, utan einstaka stærri steina sem stóðu upp úr (sjá mynd 5). Í kringum skóglendið mátti einnig finna einstaka mela, sem voru utan við viðmiðunarsniðin.



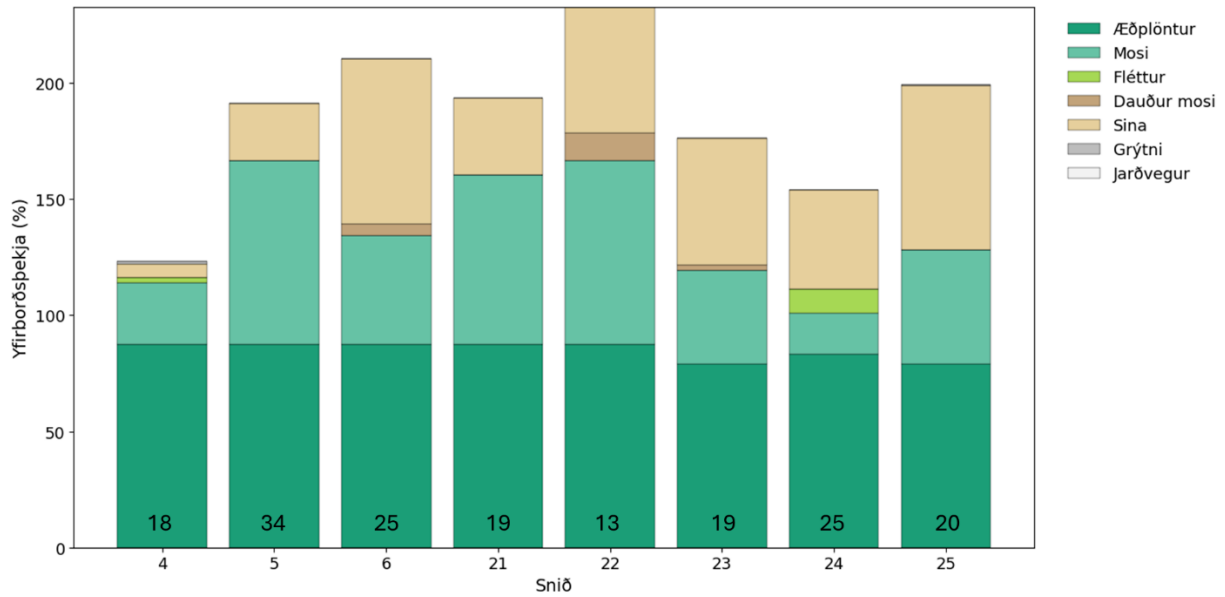
Mynd 3. Gróður skógarbotns á kjarnasvæði. Til tegunda sjást birki til dæmis, blágresi, aðalbláber, fjalldalafífill, skrautpuntur og önnur grös ásamt mosa. Mynd: NAVE/HBA.

Uppsöfnun lífrænna efna úr lauffalli og dauðu lífrænu efni stuðlar að myndun stöðugs jarðvegs á svæðinu. Samfelld æðplöntupekja, ásamt mosa og fléttum, verndar jarðveginn gegn rofi og viðheldur virkri næringarefnahringrás. Rofhætta telst almennt lítil og öflugt jarðvegslíf styður við vistfræðilega ferla til lengri tíma litið.

Jarðvegur á mælisniðum í óröskuðu skóglendi/mólendi samanstendur að mestu af áfoksjarðvegi, en einnig kom fyrir lífræn jörð og stöku sinnum klappir. Jarðvegsgreiningar úr mælisniðum í skóglendi/mólendi sýndu að meðalsýrustig (pH) var $5,2 \pm 0,29$, niturhlutfall (N%) $0,7 \pm 0,22$ og kolefnisinnihald (C%) $12,6 \pm 2,78$ (sjá samantekt í töflu 3 í viðauka 1). Vatnsbúskapur svæðisins einkennist af stöðugri vatnsheldni og hægu ísigi vatns um lífrænan jarðveg, en auk þess renna einstaka lækir og ár um skóglendið. Gróður og jarðvegur virðist heilt yfir tempra afrennsli og draga úr flóðahættu.



Mynd 4. Meðalþekja og samsetning tegundahópa í óröskuðu skóglendi/mólendi á sniðum ásamt meðalfjölda tegunda í hverjum tegundahóp (tölur) ($n=8$) (tafla 1 í viðauka 1).



Mynd 5. Hlutfallsleg samsetning yfirborðspekju eftir sniðum í óröskuðu skóglendi/mólendi. Súlur sýna meðaltal hlutfallslegrar þekju (%) ($n = 8$). Heildarsummur fara yfir 100% vegna vörpunar skala í miðgildi þekjubils (**Villa! Uppruni tilvísunar finnst ekki.**) og vegna lóðréttar skörunar yfirborðsflokka. Heildarfjöldi tegunda á sniði (nr) (tafla 2 í viðauka 1).

Niðurstöður sem sýna breytingu á gróðurþekju og tegundasamsetningu í kjölfar búsvæðauppbrots verður lýst í annarri útgáfu skýrslunnar.

4. UMRÆÐUR

4.1 Vægi tíma á framvindu gróðurs

Þar sem aðeins liggja fyrir grunnmælingar er ekki enn unnt að meta breytingar í tíma. Niðurstöðurnar endurspeglar því upphafsástand fremur en langtímaáhrif búsvæðauppbrots. Fyrri rannsóknir benda þó til þess að slík áhrif komi oft seint fram og geti jafnvel aukist með tímanum; það getur tekið áratugi eða jafnvel aldir þar til fullar afleiðingar rask, líkt og útdauði tegunda koma í ljós (Chen o.fl., 2023). Niðurstöður frá öðrum vistkerfum á norðlægum slóðum styðja þetta mynstur. Í norski rannsókn á framvindu gróðurs meðfram vegi náðu votlendi að hluta til fyrri gróðursamsetningu innan átta ára, á meðan þurrari búsvæði voru enn marktækt frábrugðin óröskuðum svæðum (Risberget o.fl., 2024).

Skortur á langtímarannsóknum takmarkar skilning á þróun vistkerfa eftir rask og hversu árangursrík vistheimt er til lengri tíma litið. Þetta er sífellt mikilvægara viðfangsefni í ljósi loftslagsbreytinga og aukins álags á vistkerfi jarðar. Í því samhengi er sérstaklega mikilvægt að vakta blómplöntur, frjóbera og þeirra samspil á stærri og smærri skala (Xiao o.fl., 2016).

Í ljósi stutts vaxtartíma og hægari gróðurframvindu á Íslandi er líklegt að áhrif búsvæðauppbrots komi fram á enn lengri tímaskala en víða annars staðar. Þetta bendir til þess að viðbrögð vistkerfa við raski séu háð búsvæðagerð og að endurheimt geti verið hæg eða ófullkomin.

4.2 Lífræn jaðaráhrif: tegundasamsetning, fræregni og viðkvæmni búsvæða

Jaðaráhrif geta haft veruleg áhrif á útbreiðslu og gnægð tegunda, þar sem sjúkdómar, illgresi og rányrkja eiga greiðari leið inn á svæði frá jöðrum þeirra (Lindenmayer og Fischer, 2006). Svæði í endurheimt eru sérstaklega berskjölduð fyrir fræregni frá hraðvaxandi eða ágengum tegundum sem þrífast vel í röskuðu umhverfi (Lindenmayer og Fischer, 2006). Á svæðum meðfram akvegum, líkt og við Teigsskóg, getur þessi hættu aukist enn frekar þar sem ökutæki geta flutt fræ um langan veg (Ansong og Pickering, 2013; Watkins, 2003). Jafnframt hefur umferð áhrif á fjölbreytileika frjóbera og þar með plöntulíf meðfram vegum (Horstmann o.fl., 2024).

Samkvæmt rannsókn Harper o.fl. (2005) eru sumar tegundir vistkerfa og gróðursamfélaga líklegri til að verða fyrir jaðaráhrifum en aðrar. Þetta á við um skóga með eftirfarandi einkenni: hátt meðalhitastig lofts, litla skýjahulu (sérstaklega á vaxtartímanum), vindasöm svæði, meiriháttar rask þar sem gróður eyðileggst og endurnýjast, grunnur jarðvegur, hávaxið og þétt laufþak, snörp vistkerfis skil, svæðisbundin flóra og fána sem inniheldur margar frumherjategundir, framandi tegundir og/eða ágengar tegundir, náttúrulegt landslag sem einkennist af litlum fjölbreytileika í gróðurþekju, landslagi og jarðvegsgerð (Harper o.fl., 2005). Þegar litið er til Teigsskógar má áætla að þessir þættir geti haft áhrif á framvindu gróðurs, enda er svæðið vindasamt, jarðvegur grunnur eftir jarðvegsskipti og raskið vegna vegaframkvæmda verulegt. Nái ágengar tegundir fótfestu í þessu raskaða umhverfi gæti það haft verulega neikvæð áhrif á endurheimt og jaðarsvæði skógarins.

4.3 Ólífræn jaðaráhrif og nærviðri: vegabreidd, lögung og áhrif inn í kjarnasvæði

Ólífræn jaðaráhrif eru líklegir drifkraftar gróðurbreytinga við nýmynduð jaðarsvæði í Teigsskógi. Aukning jaðarsvæða getur skert þol vistkerfa gagnvart loftslagsbreytingum og haft neikvæð áhrif á bæði framleiðni og stöðugleika þeirra. Á slíkum svæðum verða gjarnan afgerandi breytingar á nærviðri, svo sem hækkaður lofthiti, aukin birta, minni loftraki og meiri vindur, en

Þessi áhrif geta teygst sig tugi eða hundruð metra inn í skóglendið (Harper o.fl., 2005; Lindenmayer og Fischer, 2006). Niðurstöður Magnago o.fl. (2015) undirstrika að einmitt þessar breytingar á nærviðri séu meginskýringin á breytileika í gróðursamsetningu. Mat á ólífrænum þáttum í Teigsskógi er því forsenda þess að skilja framvindu gróðurs og greina þá þröskulda sem geta hindrað fulla vistheimt.

Vegaframkvæmdir í gegnum skógarvistkerfi leiða til uppbrots á skógarhulu sem eykur birtu, vind, dregur úr jarðvegsraka vegna aukinnar uppgufunar og breytir gróðursamfélögum (Chen o.fl., 1995; Harper o.fl., 2005; Watkins o.fl., 2003). Rannsóknir sýna að breidd vega skiptir hér sköpum; á meðan mjóir vegir (um 2 m) hafa óveruleg áhrif á nærumhverfið, valda breiðari vegir (6-8 m) marktækum neikvæðum breytingum á vistkerfum og næringarbúskap jarðvegs (Zhou o.fl., 2020). Vegurinn um Teigsskóg er 8-10 m breiður og nær raskað svæði allt að rúmlega 50 m breidd þar sem jarðvegsskipti hafa átt sér stað (Vegagerðin, 2021; Vegagerðin, 2022). Þó að endurheimt náist að fullu upp að veginum sjálfum má leiða líkur að því að áhrifin af vegaframkvæmdinni muni geta haft neikvæð á vistkerfin.

Lögun og stærð þeirra skógarsvæða sem eftir standa skipta einnig máli fyrir hita- og rakastig (Zhou, 2020), en á löngum og mjóum svæðum í Teigsskógi gæti munur á jaðri og kjarna nánast þurrkast út, þar sem kjarnasvæði geta horfið. Á heimsvísu hefur uppbrot búsvæða leitt til 13-75% samdráttar í líffræðilegri fjölbreytni, skert lífmassa og truflað hringrás næringarefna (Haddad o.fl., 2015). Þessi neikvæðu áhrif aukast með tímanum, sérstaklega á litlum og einangruðum svæðum, sem undirstrikar knýjandi þörf á markvissri vistheimt, verndun búsvæða og frekari rannsóknum á jaðaráhrifum og endurheimt búsvæða í samhengi við breyttar umhverfisaðstæður. Í því samhengi getur endurheimt á röskuðum svæðum í Teigsskógi gengt mikilvægu hlutverki við að draga úr neikvæðum áhrifum uppbrotsins.

4.4 Jarðvegur sem vísir að ástandi vistkerfis og endurheimt til lengri tíma

Þótt breytingar á gróðri séu sýnilegasta afleiðing jaðaráhrifa, eru þær gjarnan knúnar áfram af undirliggjandi breytingum í jarðvegi sem móta vaxtarskilyrði plantna (Bhaduri o.fl., 2022; Gatica-Saavedra o.fl., 2023). Jarðvegur á mælisniðum í Teigsskógi samanstendur að mestu af áfoksjarðvegi og lífrænni jörð. Meðalsýrustig Teigsskógar var pH 5,2 sem telst eðlilegt miðað við að almennt sýrustig á Vestfjörðum sé pH 4,5- 6,5 (Björn Jóhannesson, 1960; Ólafur Arnalds, 2023). Jarðvegur bregst oft hægar við raski en gróður og getur því veitt mikilvægar upplýsingar um framvindu endurheimtar til lengri tíma (Gatica-Saavedra o.fl., 2023). Þetta undirstrikar þörfina á vöktun jaðaráhrifa þar sem lífrænir og ólífrænir þættir ofan- og neðanjarðar eru metnir samhliða, enda er jarðvegur góður vísir að ástandi lands (Bhaduri o.fl., 2022; Tsaliki og Diekmann, 2009).

Vatnsbúskapur svæðisins einkennist af góðri vatnsheldni og hægu ísigi um lífrænan jarðveg, sem ásamt gróðurfari virðist tempra afrennsli og draga úr flóðahættu. Rannsóknir á uppbrotnum mólendisbúsvæðum í Þýskalandi benda til þess að æxlunarárangur plantna sé beintengdur slíkum eiginleikum, svo sem vatnsinnihaldi, C/N hlutfalli og styrk fosfórs í jarðvegi (Tsaliki og Diekmann, 2009). Því er mikilvægt að meta jarðvegseiginleika í Teigsskógi samhliða gróðurmælingum til að greina hvort breytingar á gróðri endurspegli mögulegar undirliggjandi breytingar á næringarbúskap og rakastigi jarðvegs, enda hafa slíkar mælingar ekki verið gerðar hér á landi. Í Teigsskógi er kolefnisinnihald mælisniða tiltölulega hátt (12,6%), sem samræmist rannsóknum á jarðvegi í íslenskum birkiskógum þar sem kolefnisinnihald í efstu 30 cm var 7,4 kg C m⁻², enda bindur eldfjallajörð mikið kolefni (Sánchez o.fl., 2025). Þótt áætla megi að

kolefnisbúskapur nái fyrra ástandi á 30–60 árum eftir rask (Sánchez o.fl., 2025), er ólíklegt að endurheimtur staðargróður nái sömu dýpt eða fjölbreytileika og óraskað land.

Að lokum má nefna að þótt skammtímabreytingar á jarðvegi séu oft takmarkaðar, eru endurteknar mælingar nauðsynlegar til að sjá hvort rasksvæði þróist í átt að náttúrulegu ástandi. Þrátt fyrir að rannsóknir á jarðvegslífverum hafi ekki alltaf sýnt skýr merki um næmni fyrir búsvæðauppbroti (Rantalainen o.fl., 2008), gefa efnafræðilegir og eðlisfræðilegir þættir, líkt og þeir sem hér voru mældir, skýrari mynd af þeim þröskuldum sem geta haft áhrif á framvindu og virkni plantnasamfélaga í Teigsskógi til lengri tíma.

4.5 Sérstaða Teigsskógar

Teigsskógur er frábrugðinn mörgum þeim vistkerfum sem rannsóknir á búsvæðauppbroti hafa beinst að. Margar rannsóknir á uppbroti skóga skoða skógasvæði þar sem jaðarsvæðin eru skilgreind um eða yfir 300m í barrskógum eða laufskógum nær miðbaugi (Haddad o.fl., 2015), en breiðustu svæði Teigsskógar voru um 300m fyrir veglagninguna. Jaðarsvæðin eru því talsvert undir viðmiðum sem oft eru notuð í rannsóknum á stærri skógarkerfum (Haddad o.fl., 2015). Í slíkum tilvikum getur línulegt rask haft veruleg áhrif þótt hlutfallslegt tap á flatarmáli sé lítið, þar sem einangrun búsvæðanna eykst. Slík einangrun getur haft áhrif á dreifingu plantna og endurnýjun skógarins til lengri tíma (Piessens o.fl., 2005).

Þar sem flestar rannsóknir sem fundust, snúa að uppbroti harðviðaskóga og barrskóga, var einnig lítið til uppbrots mólendis. Rannsókn á mólendi í norðvesturhluta Belgíu bendir til þess að einangrun og gæði fræbanka ráði oft meiru um afdrif tegunda en sjálft flatarmálið. Tegundir með langlífan fræbanka urðu fyrir minni áhrifum af einangrun þar sem fræbankinn virkar sem stuðpúði gegn útrýmingu. Það kom á óvart að tegundir sem höfðu eiginleika til frædreifingar um langar vegalengdir voru jafn viðkvæmar fyrir einangrun og tegundir sem ekki höfðu þá eiginleika (Piessens o.fl., 2005). Aðrar rannsóknir á æxlun gróðurs í uppbrotnum mólendisvistum sýna að jarðvegsgæði geti haft meiri áhrif á æxlunarárangur en einangrun (Tsaliki & Diekmann, 2009). Þar sem Teigsskógur er gamall birkiskógur og hefur líklega að geyma töluverðan fræforða er óljóst hversu mikil áhrif uppbrotsins verður á skóglendið. En líta má á vegagerð um Teigsskóg sem rask sem getur haft tvíþætt áhrif: annars vegar með aukinni einangrun og tapi á flatarmáli (Piessens o.fl., 2005), og hins vegar með breytingum á nærviðri sem geta haft áhrif á jarðveg og framvindu gróðurs (Eldegard o.fl., 2015; Tsaliki & Diekmann, 2009).

Legu vegarins í Teigsskógi sker víða í gegnum birkiskógin þar sem skil eru á milli 0,5-2 m hæð trjáa og 2-5m hæð trjáa. Hætta er á að vegstæðið ýti undir skarpari skil og takmarki flæði milli hárra skógarsvæða og kjarrs. Sambærilegar rannsóknir frá Noregi á jaðaráhrifum vegna hreinsunar skóga við háspennulínur sýndi að breytingar á tegundasamsetningu voru mestar við sjálfan jaðarinn og réðust af andstæðu milli opins svæðis og skógar, stefnu jaðarsins og framleiðni skógarins (Eldegard o.fl., 2015). Í slíkum kerfum jókst tegundafjöldi lítillega í skógi nær jaðri, en minnkaði í opnu rjóðri. Niðurstöðurnar benda til þess að aldur rasksvæðis og endurnýjun trjáa hafi haft áhrif á styrk jaðaráhrifa (Eldegard o.fl., 2015).

Sérstaða Íslands hvað varðar uppbot búsvæða felst í stuttum vaxtartímabilum sökum norðlægrri legu landsins og fágætri fínu spendýra (Páll Hersteinsson og Guttormur Sigbjarnarson, 1993). Í Teigsskógi eru einnig skoðaðir aðrir þættir sem uppbrotið getur haft áhrif á; hagamýs og afrán rándýra á hreiður (óútgefin gögn). Auk þess er ekki síður mikilvægt að vakta

áhrif uppbrotsins á jarðvegslífverur, jarðvegseiginleika og skordýr, en þau hafa mikil áhrif á hvað vex ofanjarðar (Filser o.fl., 2016). Ekki er einungis hægt að líta til tegundasamsetningar gróðurs þar sem gróður er jafnan afurð þess sem undir þeim er og annarra ólífrænna þátta í umhverfinu.

Þrátt fyrir umfangsmiklar rannsóknir á uppbroti búsvæða og jaðaráhrifum á suðlægum slóðum eru sambærilegar rannsóknir á norðurslóðum af skornum skammti. Þetta takmarkar samanburð en undirstrikar jafnframt mikilvægi þessarar rannsóknar, þar sem vistkerfi á Íslandi einkennast af hægari framvindu þar sem landslag, loftslag og framvinda gróðurs eru frábrugðin því sem algengast er í alþjóðlegum rannsóknum.

5. LOKAORÐ

Viðbrögð plöntusamfélaga við uppbroti búsvæða eru flókin og ráðast af samspili ferla og vistfræðilegum viðbrögðum (Ibáñez o.fl., 2014). Niðurstöður þessarar samantektar benda til þess að einangrun geti haft neikvæð áhrif á þéttleika, frjósemi og tegundafjölda, á meðan jaðaráhrif og flatarmál reita geta haft breytileg áhrif á vöxt og tegundasamsetningu gróðurs.

Sérstaka aðgát þarf að sýna gagnvart auknu beitarálagi. Vegagerð um svæðið hefur opnað áður torfær kjarnasvæði skógarins fyrir búfænaði, sem getur stigmagnað neikvæð jaðaráhrif og sáust beitarmerki mjög augljóslega í úttektum. Með því að vakta sérstaklega „lostætar“ plöntutegundir, sem eru fyrstar til að víkja fyrir beit (Ingvi Þorsteinsson, 1980; Sigþrúður Jónsdóttir, 2010), má greina beitarþrýsting snemma og grípa til aðgerða, svo sem tímabundinnar friðunar, til að tryggja framgang vistheimtar.

Endurheimt vistkerfa í Teigsskógi felur í þér að styðja við náttúrulega ferla, svo sem frædreifingu, hringrás næringarefna og vatnsbúskap, fremur en að grípa til umfangsmikilla inngripa. Samhliða getur aukið flatarmál skógar, til dæmis með útvíkkun á jaðarsvæðum, dregið úr hlutfallslegum jaðaráhrifum.

Þar sem um grunnúttekt er að ræða felur þessi rannsókn ekki í sér mat á breytingum í óröskuðu skóglendi, heldur varpar hún einungis ljósi á upphafsástand svæðisins. Ekki er því unnt að draga þá ályktun að áhrif rasks muni ekki koma fram síðar. Gróður og jarðvegur þróast hægt á norðlægum slóðum og raunverulegar afleiðingar rasksins koma mögulega ekki fram fyrr en að mörgum áratugum liðnum. Áframhaldandi vöktun er því forsenda þess að hægt sé að meta hvort endurheimt á vegöxlum geti til lengri tíma virkað sem nægilegur stuðpúði fyrir kjarnasvæði skógarins.

HEIMILDIR

- Ansong, M. og Pickering, C. (2013). *Are Weeds Hitchhiking a ride on your car? A systematic review of seed dispersal on cars.* <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0080275>
- Arnór Snorrason, Björn Traustason, Bjarki Þór Kjartansson, Lárus Heiðarsson, Rúnar Ísleifsson, og Ólafur Eggertsson. (2016). Náttúrulegt birki á Íslandi: Ný úttekt á útbreiðslu þess og ástandi. *Náttúrufræðingurinn*, 86(3–4), 97–111.
- Bhaduri, D., Sihi, D., Bhowmik, A., Verma, B. C., Munda, S., og Dari, B. (2022). A review on effective soil health bio-indicators for ecosystem restoration and sustainability. *Frontiers in Microbiology*, 13, 938481. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2022.938481>
- Björn Jóhannesson. (1960). *Íslenskur jarðvegur*. Rannsóknarstofnun landbúnaðarins.
- Butchart, S. H. M., Walpole, M., Collen, B., Van Strien, A., Scharlemann, J. P. W., Almond, R. E. A., Baillie, J. E. M., Bomhard, B., Brown, C., Bruno, J., Carpenter, K. E., Carr, G. M., Chanson, J., Chenery, A. M., Csirke, J., Davidson, N. C., Dentener, F., Foster, M., Galli, A., ... Watson, R. (2010). Global Biodiversity: Indicators of Recent Declines. *Science*, 328(5982), 1164–1168. <https://doi.org/10.1126/science.1187512>
- Chen, X., Wang, Q., Cui, B., Chen, G., Xie, T. og Yang, W. (2023). Ecological time lags in biodiversity response to habitat changes. *Journal of Environmental Management*, 346, 118965. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.118965>
- Chen, J., Franklin, J.F. og Spies, T.A. (1995). *Growing-Season Microclimatic Gradients from Clearcut Edges into Old-Growth Douglas-Fir Forests.* <https://doi.org/10.2307/1942053>
- Council of Europe. (2019). *Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats: Resolution No. 4 (1996) listing endangered natural habitats requiring specific conservation measures.* rm.coe.int/16807469e7
- De Pauw, K., Depauw, L., Calders, K., Cousins, S. A. O., Decocq, G., De Lombaerde, E., Diekmann, M., Frey, D., Lenoir, J., Meeussen, C., Orczewska, A., Plue, J., Spicher, F., Zellweger, F., Vangansbeke, P., Verheyen, K., og De Frenne, P. (2024). Nutrient-demanding and thermophilous plants dominate urban forest-edge vegetation across temperate Europe. *Journal of Vegetation Science*, 35(1), e13236. <https://doi.org/10.1111/jvs.13236>
- Eldegard, K., Totland, Ø., og Moe, S. R. (2015). Edge effects on plant communities along power line clearings. *Journal of Applied Ecology*, 52(4), 871–880. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12460>
- Fahrig, L. (2017). Ecological Responses to Habitat Fragmentation Per Se. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 48(1), 1–23. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110316-022612>
- Fahrig, L. (2003). Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34(1), 487–515. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>
- Fardila, D., Kelly, L. T., Moore, J. L. og McCarthy, M. A. (2017). A systematic review reveals changes in where and how we have studied habitat loss and fragmentation over 20 years. *Biological Conservation*, 212, 130–138. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.04.031>
- Filser, J., Faber, J. H., Tiunov, A. V., Brussaard, L., Frouz, J., De Deyn, G., Uvarov, A. V., Berg, M. P., Lavelle, P., Loreau, M., Wall, D. H., Querner, P., Eijsackers, H., og Jiménez, J. J. (2016). Soil fauna: Key to new carbon models. *SOIL*, 2(4), 565–582. <https://doi.org/10.5194/soil-2-565-2016>
- Gascon, C., Williamson, G. B., og Da Fonseca, G. A. B. (2000). Receding Forest Edges and

- Vanishing Reserves. *Science*, 288(5470), 1356–1358.
<https://doi.org/10.1126/science.288.5470.1356>
- Gatica-Saavedra, P., Aburto, F., Rojas, P., og Echeverría, C. (2023). Soil health indicators for monitoring forest ecological restoration: A critical review. *Restoration Ecology*, 31(5), e13836. <https://doi.org/10.1111/rec.13836>
- Haddad, N. M., Brudvig, L. A., Clobert, J., Davies, K. F., Gonzalez, A., Holt, R. D., ... og Townshend, J. R. (2015). Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science advances*, 1(2), e1500052.
- Harper, K.A., Macdonald, S.E., Burton, P.J., Chen, J., Brosnoff, K.D., Saunders, S.C., Euskirchen, E.S., Roberts, D., Jaiteh, M.S. og Essen, P-E. (2005). Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. *Conservation Biology*, 19, 768–782. [10.1111/j.1523-1739.2005.00045.x](https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00045.x).
- Hass, A. L., Kormann, U. G., Tschamntke, T., Clough, Y., Baillod, A. B., Sirami, C., ... og Batáry, P. (2018). Landscape configurational heterogeneity by small-scale agriculture, not crop diversity, maintains pollinators and plant reproduction in western Europe. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 285(1872), 20172242.
- Herse, M. R., With, K. A., og Boyle, W. A. (2018). The importance of core habitat for a threatened species in changing landscapes. *Journal of Applied Ecology*, 55(5), 2241–2252. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13234>
- Hulda Birna Albertsdóttir, Cristian Gallo, Hafdís Sturlaugsdóttir og Sigurður Halldór Árnason. (2021). Náttúra Þorskafjarðar, Djúpafjarðar og Gufufjarðar. Grunnrannsóknir, endurheimt og vöktun. Vegagerð milli Bjarkalundar og Skálaness í Reykhólahreppi. [NV nr. 10-21]. [27.04.2021. vöktunaraeltun_1.utgafa.pdf](https://www.vegagerdin.is/vefur2.nsf/Files/grodur-loka_okt-27.04.2021_voktunaraeltun_1.utgafa.pdf)
- Hulda Birna Albertsdóttir og Hafdís Sturlaugsdóttir. (2023). Vistgerðir og lífmassi birkis frá Bjarkalundi að Skálanesi og frá Hallsteinsnesi að Djúpadal. [NV nr. 18-23]. [https://www.vegagerdin.is/vefur2.nsf/Files/grodur-loka_okt-23/\\$file/Gr%C3%B3%C3%B0urranns%C3%B3knir_Lokask%C3%BDrsla.pdf](https://www.vegagerdin.is/vefur2.nsf/Files/grodur-loka_okt-23/$file/Gr%C3%B3%C3%B0urranns%C3%B3knir_Lokask%C3%BDrsla.pdf)
- Hulda Birna Albertsdóttir og Steinunn Garðarsdóttir. (2021). Aðferðir við endurheimt gróðurs í tengslum við fyrirhugaða vegagerð frá þverun Þorskafjarðar að Hallsteinsnesi. Tillaga að endurheimt staðargróðurs. Náttúrustofa Vestfjarða, [NV nr. 23-21]. Náttúrustofa Vestfjarða.
- Ibáñez, I., Katz, D. S., Peltier, D., Wolf, S. M. og Connor Barrie, B. T. (2014). Assessing the integrated effects of landscape fragmentation on plants and plant communities: the challenge of multiprocess–multiresponse dynamics. *Journal of Ecology*, 102(4), 882–895.
- Ingi Þorsteinsson. (1980). Gróðurskilyrði, gróðurfar, uppskera gróðurlenda og plöntuval búfjár. *Íslenskar landbúnaðarrannsóknir*, 12(2), 85–99.
- IPBES. (2019). *Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. E. S. Brondizio, J. Settele, S. Díaz, and H. T. Ngo (ritstj.). IPBES secretariat. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3831673>
- Lindenmayer, D. B., og Fischer, J. (2006). *Habitat fragmentation and landscape change: An ecological and conservation synthesis*. Island Press.
- Magnago, L. F. S., Rocha, M. F., Meyer, L., Martins, S. V., og Meira-Neto, J. A. A. (2015). Microclimatic conditions at forest edges have significant impacts on vegetation structure in large Atlantic forest fragments. *Biodiversity and Conservation*, 24(9), 2305–2318. <https://doi.org/10.1007/s10531-015-0961-1>

- Matlack, G. R. (1993). Microenvironment Variation within and among Forest Edge Sites in the Eastern United States. *Biological Conservation*, 66, 185-194.
[https://doi.org/10.1016/0006-3207\(93\)90004-k](https://doi.org/10.1016/0006-3207(93)90004-k)
- Miller-Rushing, A. J., Primack, R. B., Devictor, V., Corlett, R. T., Cumming, G. S., Loyola, R., Maas, B., og Pejchar, L. (2019). How does habitat fragmentation affect biodiversity? A controversial question at the core of conservation biology. *Biological Conservation*, 232, 271–273. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.12.029>
- Náttúrufræðistofnun. (e.d.). *Æðplöntur*. <https://www.natt.is/is/grodur/plontur/aedplontur>
- Olga Kolbrún Vilmundardóttir, Ásrún Elmarsdóttir, Borgþór Magnússon, Guðmundur Guðmundsson, Ingvar Atli Sigurðsson, Kristinn Haukur Skarphéðinsson, Kristján Jónasson, Lovísa Ásbjörnsdóttir, Marianne Jensdóttir Fjeld, Sigmar Metúsalemsson, Starri Heiðmarsson, Sunna Björk Ragnarsdóttir, Þóra Hrafnisdóttir og Trausti Baldursson. (2019). *Framkvæmdaáætlun náttúruminjasrár 2018: svæðaval og ávinningur verndar*. Náttúrufræðistofnun Íslands, NÍ-19008. Náttúrufræðistofnun Íslands. <http://utgafa.ni.is/skyrslur/2019/NI-19008.pdf>
- Ólafur Arnalds. (2023). *Mold ert þú: Jarðvegur og íslensk náttúra*. Iðnú.
- Páll Hersteinsson og Guttormur Sigbjarnarson. (Ritstj.). (1993). *Villt íslensk spendýr. Hið íslenska náttúrufræðifélag & Landvernd*.
- Piessens, K., Honnay, O., og Hermy, M. (2005). The role of fragment area and isolation in the conservation of heathland species. *Biological Conservation*, 122(1), 61–69.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.05.023>
- Rantalainen, M., Haimi, J., Fritze, H., Pennanen, T., og Setälä, H. (2008). Soil decomposer community as a model system in studying the effects of habitat fragmentation and habitat corridors. *Soil Biology and Biochemistry*, 40(4), 853–863.
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.11.008>
- Reykholahreppur. (2020). *Framkvæmdaleyfi vegna Vestfjarðarveggar (60) frá Bjarkalundi að Skálanesi*. Reykholahreppur.
- Risberget, E., Hagen, D., og Aschehoug, E. T. (2024). Successful restoration of alpine plant communities depends on habitat type. *Nordic Journal of Botany*, 2024(4), e03972.
<https://doi.org/10.1111/njb.03972>
- Riva, F., Koper, N., og Fahrig, L. (2024). Overcoming confusion and stigma in habitat fragmentation research. *Biological Reviews*, 99(4), 1411–1424.
<https://doi.org/10.1111/brv.13073>
- Sánchez, S., Arnalds, Ó., Thorsson, J., Dahlgren, R. og Aradóttir, Á. L. (2025). Soil carbon stocks of regenerating Icelandic native birch woodlands: Effects of space and time. *Science of The Total Environment*, 958, 178063.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.178063>
- Schöpke, B., Wesche, K., Tschan, G. F., og Wulf, M. (2024). Plant species richness increase across crop field–dry grassland edges masks diverging patterns in generalists and specialists. *Landscape Ecology*, 39(3), 39. <https://doi.org/10.1007/s10980-024-01843-X>
- Sigbrúður Jónsdóttir. (2010). *Sauðfjarhagar* (1. útg.). Landgræðsla ríkisins.
<https://rafhladan.is/bitstream/handle/10802/10802/saudfjarhagar-2.pdf%3bsequence=1>
- Skógræktin. (2016, 22. nóvember). *Umsögn Skógræktarinnar um frummatsskýrslu vegna Vestfjarðavegar (60) milli Bjarkarlundar og Skálaness*.
- Tsaliki, M., og Diekmann, M. (2009). Effects of habitat fragmentation and soil quality on

- reproduction in two heathland *Genista* species. *Plant Biology*.
<https://doi.org/10.1111/j.1438-8677.2009.00266.x>
- Thomas, C. D., Cameron, A., Green, R. E., Bakkenes, M., Beaumont, L. J., Collingham, Y. C., Erasmus, B. F. N., De Siqueira, M. F., Grainger, A., Hannah, L., Hughes, L., Huntley, B., Van Jaarsveld, A. S., Midgley, G. F., Miles, L., Ortega-Huerta, M. A., Townsend Peterson, A., Phillips, O. L., og Williams, S. E. (2004). Extinction risk from climate change. *Nature*, 427(6970), 145–148. <https://doi.org/10.1038/nature02121>
- Tiner, R. W. (2022). Restoring Tidal Flow to a New England Salt Marsh. *Wetland Science & Practice*. <https://doi.org/10.1672/ucrt083-63>
- Vegagerðin. (2022). *Vestfjarðavegur (60) um Gufudalssveit, Þórisstaðir – Hallsteinsnes 1. hefti Útboðs- og verklýsing*.
- Vegagerðin. (2021). *Vestfjarðavegur (60) um Gufudalssveit, Þórisstaðir – Hallsteinsnes. Uppdrættir*
- Xiao, Y., Li, X., Cao, Y. og Dong, M. (2016). The diverse effects of habitat fragmentation on plant–pollinator interactions. *Plant Ecol* 217, 857–868.
<https://doi.org/10.1007/s11258-016-0608-7>
- Watkins, R.Z., Chen, J., Pickens, J. og Brososke, K.D. (2003). Effects of Forest Roads on Understory Plants in a Managed Hardwood Landscape.
- Zhou, T., Luo, X., Hou, Y., Xiang, Y., og Peng, S. (2020). Quantifying the effects of road width on roadside vegetation and soil conditions in forests. *Landscape Ecology*, 35(1), 69–81.
<https://doi.org/10.1007/s10980-019-00930-8>
- WWF. (2020). *Living Planet Report 2020*. Bending the curve of biodiversity loss.
<https://pure.iiasa.ac.at/id/eprint/16870/1/ENGLISH-FULL.pdf>

VIÐAUKI 1Tafla 1. Meðalþekja (%) (\bar{x}), dreifni (σ^2) og staðalfrávik (s) tegundahópa í óröskuðu skóglendi.

Tegundahópur	\bar{x}	σ^2	s
Tré og runnar	36,47	381,94	19,54
Smárunnar	78,44	3380,72	58,14
Blómjurtir	8,94	75,33	8,68
Grös	42,00	996,65	31,57
Hálfgrös	5,18	67,57	8,22
Byrkningar	9,44	88,85	9,43
Fléttur	1,62	13,42	3,66
Mosar	51,34	562,32	23,71

Tafla 2. Meðaltal (%) (\bar{x}), dreifni (σ^2) og staðalfrávik (s) yfirborðspekju í óröskuðu skóglendi.

Heildarþekja yfirborðs	\bar{x}	σ^2	s
Heildarþekja gróðurs	36,47	333,21	18,25
Æðplöntuþekja	78,44	3282,89	57,30
Mosaþekja	8,94	75,33	8,68
Fléttuþekja	42,00	996,65	31,57
Dauður mosi	5,18	67,57	8,22
Sina	9,44	88,85	9,43
Grýtni	1,62	13,42	3,66
Jarðvegur	51,34	562,32	23,71

Tafla 3. Samantekt á niðurstöðum úr jarðvegssýnum úr óröskuðu skóglendi. Meðaltal (%) (\bar{x}), dreifni (σ^2) og staðalfrávik (s).

Jarðvegssýni	\bar{x}	σ^2	s
Þurrviðt við 105°C	92,1 %	1,88	1,37
Aska	66,9 %	39,39	6,28
pH	5,2	0,08	0,29
Rúmpyngd	0,6 g/cm ³	0,01	0,08
N (% í sýni)	0,7 %	0,05	0,22
C (% í sýni)	12,6 %	7,74	2,78
Grjót	15,4 g	927,65	30,46