



## **Stafafura (*Pinus contorta*) í Steinadal – mat á ágengni**

**Pawel Wasowicz, Guðrún Óskarsdóttir,  
Guðrún Gísladóttir og Þóra Ellen Þórhallsdóttir**

**Unnið fyrir Kvískerjasjóð**





# Stafafura (*Pinus contorta*) í Steinadal – mat á ágengni

**Pawel Wasowicz, Guðrún Óskarsdóttir,  
Guðrún Gísladóttir og Þóra Ellen Þórhallsdóttir**

Unnið fyrir Kvískerjasjóð

NÍ-22004 Akureyri, mars 2022



NÁTTÚRUFRÆÐISTOFNUN ÍSLANDS

*Mynd á kápu: Ung stafafura í Steinadal í Suðursveit. Ljósmynd. Pawel Wasowicz, 2. september 2021.*

ISSN 1670-0120

	<b>Náttúrufræðistofnun Íslands</b> Urriðaholtsstræti 6–8 210 Garðabæ Borgum við Norðurslóð 600 Akureyri	Sími 590 0500 <a href="http://www.ni.is">http://www.ni.is</a> <a href="mailto:ni@ni.is">ni@ni.is</a>	<b>Skýrsla nr.</b> NÍ-22004
			<b>Dags, Mán, Ár</b> 25. mars 2022
			<b>Dreifing</b> Opin
<b>Heiti skýrslu / Aðal- og undirtitill</b> Stafafura ( <i>Pinus contorta</i> ) í Steinadal – mat á ágengni		<b>Fjöldi síðna</b> 35	<b>Kort / Mælikvarði</b>
<b>Höfundar</b> Pawel Wasowicz <sup>1)</sup> , Guðrún Óskarsdóttir <sup>2)</sup> , Guðrún Gísladóttir <sup>3)</sup> , Þóra Ellen Þórhallsdóttir <sup>3)</sup> 1) Náttúrufræðistofnun Íslands, 2) Náttúrustofa Austurlands, 3) Háskóli Íslands, Líf- og umhverfisvísindadeild		<b>Verknúmer</b> 2874	<b>Málsnúmer</b>
<b>Unnið fyrir</b> Kvískerjasjóð			
<b>Samvinnuaðilar</b> Rannsóknin var styrkt af Kvískerjasjóði.			
<b>Útdráttur</b> Stafafura er ein vinsælasta trjátegunin sem notuð er í skógrækt á Íslandi, en þrátt fyrir það liggja nánast engar rannsóknir fyrir um áhrif hennar á umhverfið og dreifingarmöguleika/-getu. Með gögnum úr fyrri rannsóknum frá árinu 2010 tókst okkur að mæla dreifingarmöguleika stafafuru og áhrif hennar á líffræðilegan fjölbreytileika í Steinadal í Suðursveit. Niðurstöðurnar sýna að stafafura er fær um dreifa sér um stór svæði í kringum skógræktarsvæði, hratt og á skilvirkan hátt. Gögnin sýna líka að með tímanum dregur stafafura verulega úr líffræðilegum fjölbreytileika æðplantna.			
<b>Lykilorð</b> Stafafura, Steinadalur, skógrækt, útbreiðsla, líffræðilegur fjölbreytileiki, framandi ágeng tegund (FÁT)		<b>Yfirfarið</b> María Harðardóttir	



**EFNISYFIRLIT**

<b>1 INNGANGUR</b>	7
<b>2 AÐFERÐIR</b>	9
2.1 Rannsóknarsvæðið	9
2.2 Stafafura	10
2.3 Gagnasöfnun	11
2.3.1 Þéttleikasnið	11
2.3.2 Útbreiðsla stafafuru í Steinadal	12
2.3.3 Gróðurreitir	12
2.4 Úrvinnsla gagna	12
2.4.1 Landupplýsingar	12
2.4.2 Þéttleiki stafafuruplantna	12
2.4.3 Útbreiðsla stafafuru	13
2.4.4 Hraði útbreiðslu	13
2.4.5 Hraði útbreiðslu upp hlíðar	13
2.4.6 Líkanasmíð	13
2.4.7 Fjölbreytugreining	13
2.4.8 Tegundaauðgi og tegundafjölbreytni	13
<b>3 NIÐURSTÖÐUR</b>	14
<b>4 UMRÆÐUR</b>	22
<b>5 ÁLYKTANIR</b>	24
<b>6 ÞAKKIR</b>	25
<b>8 VIÐAUKI</b>	31
1. viðauki. Ljósmyndir teknar við vettvangsvinnu í Steinadal sumarið 2021	31





## 1 INNGANGUR

Á 20. öld jukust samgöngur milli landa til muna á sama tíma og fólksfjölgun jókst með áður óþekktum hraða. Þessar breytingar leiddu til aukinna viðskipta, umferðar og vöruflutninga milli landa, meðal annars fordæmalausra flutninga á plöntu- og dýrategundum sem margar hverjar juku útbreiðslu sína langt umfram náttúrulega getu. Í sumum tilvikum var þessi flutningur óafvitandi en í mörgum tilvikum voru tegundir fluttar á ný svæði í þeim tilgangi að nota þær í landbúnaði, fiskeldi, skógrækt og ýmsu öðru (Hulme 2009).

Sumar þessara tegunda ílentust fyrr eða seinna í nýjum vistkerfum. Tegundir sem óafvitandi eru fluttar með vörum geta borist inn í ný heimkynni á miðri leið eða eftir komu á áfangastað varanna. Tegundir sem fluttar eru til ræktunar í nýjum heimkynnum geta sömuleiðis sloppið, hvort sem er á miðri leið eða á áfangastað og enn öðrum tegundum er vísitandi sleppt í náttúrunni. Mikill meirihluti tegundanna lifir ekki af við þær umhverfisaðstæður sem þær berast í og eru þeim áður óþekktar. Aðrar tegundir geta hins vegar þrífist og æxlast með góðum árangri á svæðum jafnvel óralangt frá náttúrulegum heimkynnum þeirra. Af þeim tegundum getur lítill hluti, en þó nokkur, á endanum náð að fjölga sér mjög hratt og auka útbreiðslu sína með miklum hraða, jafnvel yfir mismunandi búsvæði (Richardson og Pyšek 2012). Þær tegundir kallast framandi ágengar tegundir (FÁT).

Framandi ágengar tegundir er að finna í ýmsum flokkunarhópum plöntu- og dýraríkisins. Fjölbreytileiki og alvarleiki þeirra áhrifa sem FÁT hafa haft á vistkerfi víðs vegar um heiminn gefa ríka ástæðu til að fylgjast náið með útbreiðslu þeirra. Í meirihluta (63%) rannsókna á áhrifum ágengra tegunda hafa komið í ljós verulegar breytingar á tegundasamsetningu, samfélögum eða vistkerfum miðað við aðstæður fyrir tilkomu FÁT og þessi áhrif á auðgi plöntu- og dýrategunda voru mun líklegri til að koma fram á eyjum en á meginlöndum (Pyšek o.fl. 2012). Sýnt hefur verið fram á að FÁT breyta vistkerfum á ýmsa vegu, en einna helst styrkja þær eigin stöðu og bæla niður innlendar tegundir með því breyta uppbyggingu og virkni viðkomandi vistkerfis og eru breytingarnar gjarnan óafturkræfar. Dæmi um slíkar breytingar eru m.a. áhrif ágengra trjá- og runnategunda á hringrás næringarefna í jarðvegi skóga (Gaertner o.fl. 2014) og áhrif ágengra jurta á fræbanka jarðvegs (Gioria o.fl. 2014), gróðureldahættu (Shackleton o.fl. 2018) og jafnvel á örverusamfélög (Bowen o.fl. 2017).

Staðbundin útrýming tegunda af völdum FÁT er dæmi um þá alvarlegu ógn sem staðbundinni líffræðilegri fjölbreytni stafar af þeim og skapar einnig erfiðar áskoranir á sviði náttúruverndar (Bellard o.fl. 2016, Blackburn o.fl. 2019). Af og til hafa verið sett fram rök þess efnis að áhrif FÁT á líffræðilega fjölbreytni og virkni vistkerfa séu svipuð og áhrif útbreiddra, ríkjandi innlendra tegunda (Davis o.fl. 2011). Þau rök hafa verið hrakin í fjölmörgum nýlegum rannsóknum (t.d. Buckley og Catford 2016, Hejda o.fl. 2017, Paolucci o.fl. 2013). Nýleg greining á valista Alþjóðanáttúruverndarsambandsins (IUCN) yfir útrýmingu tegunda á heimsvísu sýndi að framandi tegundir áttu þátt í útrýmingu 25% þeirra plöntutegunda og 33% land- og ferskvatnsdýra sem horfið hafa á síðustu árum (Pyšek o.fl. 2020). Rétt er að taka fram að þessar tölur eru mun hærri en fyrir innlendar tegundir, sem voru bendlaðar við útrýmingu <5% plöntutegunda og 3% dýrategunda (Blackburn o.fl. 2019, Pyšek o.fl. 2020). Í Bandaríkjunum hefur verið staðfest að framandi tegundir eru 40 sinnum líklegri en innlendar til að valda röskun á vistkerfum (Simberloff o.fl. 2012).

Stjórnvöldum margra landa hefur á síðastliðnum árum gengið illa að hægja á og draga úr koltvísýringsútbæstri og leiðir til að kolefnisjafna útblásturinn njóta í staðinn síaukinna

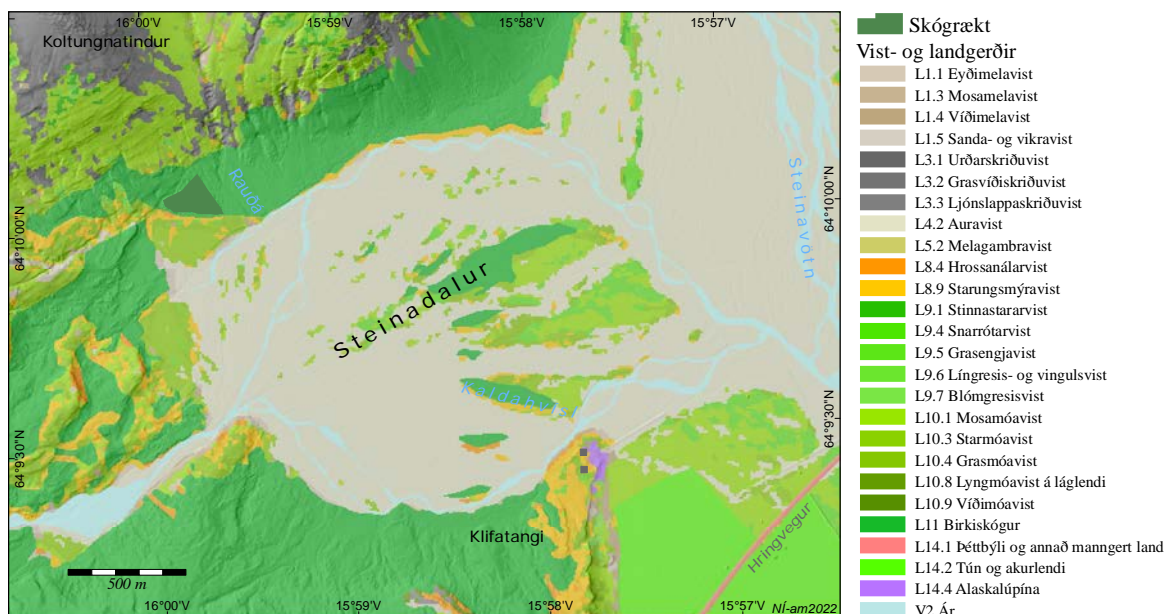
vinsælda. Að gróðursetja tré í miklu magni er ein slík leið, sem er bæði tiltölulega einföld í framkvæmd og vinsæl meðal almennings og skógrækt til kolefnisjöfnunar hefur aukist umtalsvert á sl. árum, bæði hér á landi og erlendis. Það er þó nauðsynlegt að hafa í huga að einfaldar og vinsælar leiðir til að sporna við loftslagsbreytingum eru ekki alltaf eins árangursríkar og vonast er til (Popkin 2019). Ástæður þeirra hröðu loftslagsbreytinga sem nú eiga sér stað eru margslungnar, útblástur ýmissa efna sem hafa mismikil áhrif (t.d. metans) geta haft áhrif á heildaráhrif skóga á loftslagið (Covey 2012) og notkun framandi og ágengra trjátegunda getur haft neikvæð áhrif á líffræðilega fjölbreytni, stöðugleika vistkerfa og getu þeirra til að veita vistkerfisþjónustu. Náttúran er öll tengd og á stórum skala eru tengingarnar það margar og flóknar að mjög erfitt eða jafnvel ómögulegt er að ná utanum þær allar og því þarf að fara með gát þegar stórfelldar breytingar á vistkerfum, t.d. með skógrækt, eru fyrirhugaðar (Luysaert o.fl. 2018).

Geta mismunandi leiða til kolefnisjöfnunar og heildaráhrif þeirra á þær hröðu vistkerfisbreytingar sem við glímum nú við hafa ekki verið metin í þaula (Seddon o.fl. 2020) og ekki er almennt ljóst hversu mikil og langvarandi kolefnisbinding framandi barrtrjáa eru hér á landi. Þá hafa rannsóknir bent til þess að grenitré hafi verulega neikvæð áhrif á plöntufjölbreytni í skógarbotni og neikvæð áhrif á jarðvegseiginleika (Svavarsdóttir 2018). Alþjóðlegar rannsóknir sýna (Lal 2008) að ef horft er til náttúrulegra kolefnisgeyma jarðar þá sé meira kolefni geymt á heimsvísu í efstu 100 cm jarðvegs en það sem er í andrúmslofti og lífríki (gróðri og dýralífi) samanlagt. Innlendar rannsóknir hafa sýnt að íslenskur jarðvegur hefur mikla getu til að binda kolefni til skamms og langs tíma og þar gegnir innlendir gróður mikilvægu hlutverki sem og hvort jarðvegi sé raskað eða ekki (t.d. Vilmundardóttir o.fl. 2014, 2017, Þorbjarnarson 2016, Möckel o.fl. 2017, Svavarsdóttir 2018, Mankasingh og Gísladóttir 2019, Möckel o.fl. 2021a, 2021b).

Bent hefur verið á að líkurnar á því að okkur takist að sporna við loftslagsbreytingum annars vegar (sjálfbærnimarkmið Sameinuðu þjóðanna nr. 13) (IPCC 2018) og vernda og viðhalda líffræðilegri fjölbreytni hins vegar (sjálfbærnimarkmið Sameinuðu þjóðanna nr. 14 og 15) (Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services 2019, WWF 2018) eru hvorar um sig minni en þær gætu verið þegar þessi vandamál eru tæklud hvort í sínu lagi vegna þess að þau eru í raun náskyld og að miklu leyti drifin áfram af sömu kröftunum (Seddon o.fl. 2020). Þá hefur notkun ágengra tegunda í skógrækt t.a.m. oftast en ekki leitt í ljós mjög neikvæð áhrif á líffræðilega fjölbreytni (Ledgard og Paul 2008), auk gróðureldahættu vegna breytinga í þéttleika og lífmassa gróðurs (Cóbar-Carranza o.fl. 2014).

Árið 2010 vann Hanna Björg Guðmundsdóttir B.Sc. verkefni í Steinadal þar sem hún mat útbreiðslu stafafuru (Hanna Björg Guðmundsdóttir 2012). Niðurstöður hennar sýndu stórauðna útbreiðslu sjálfsáinna stafafuruplantna auk vísbendinga um neikvæð áhrif á líffræðilega fjölbreytni svæðisins (Hanna Björg Guðmundsdóttir 2012).

Steinadalur er sérlega fýsilegur kostur til að rannsaka útbreiðslu og áhrif stafafuru á annan gróður og hugsanlega ágengni tegundarinnar. Skógræktarsvæðið er vel afmarkað landfræðilega, saga skógræktar á svæðinu er vel þekkt sem og útbreiðsla, hæð og þéttleiki sjálfsáinnar stafafuru á svæðinu til ársins 2011. Þá er gróðurfar í Steinadal fjölbreytt, allt frá ógrónu landi í misgróið og þroskað gróðurfar, auk þess sem landslag er mjög fjölbreytt og þar er að finna flatlendi, jökulaurar, fjalllendi og brekkur og víða eru leifar gróinna þykkra jarðvegslaga í dalnum (1. mynd) (t.d. Hanna Björg Guðmundsdóttir 2012, Þorbjarnarson 2016, Bonatotzcy o.fl. 2021). Okkur fannst mikilvægt að mæla frekari útbreiðslu og þéttleika furunnar nú, áratug eftir rannsókn Hönnu Bjargar. Fyrir utan rannsóknir á útbreiðslu stafafuru skortir kerfisbundnar



1. mynd. Vist- og landgerðakort af Steinadal í Suðursveit.

rannsóknir á tegundaauðgi og tegundafjölbreytni plantna á svæðinu og þar með möguleika á að meta hvort stafafura gæti verið ágeng planta eða ekki í íslensku umhverfi. Markmið þessarar rannsóknar voru:

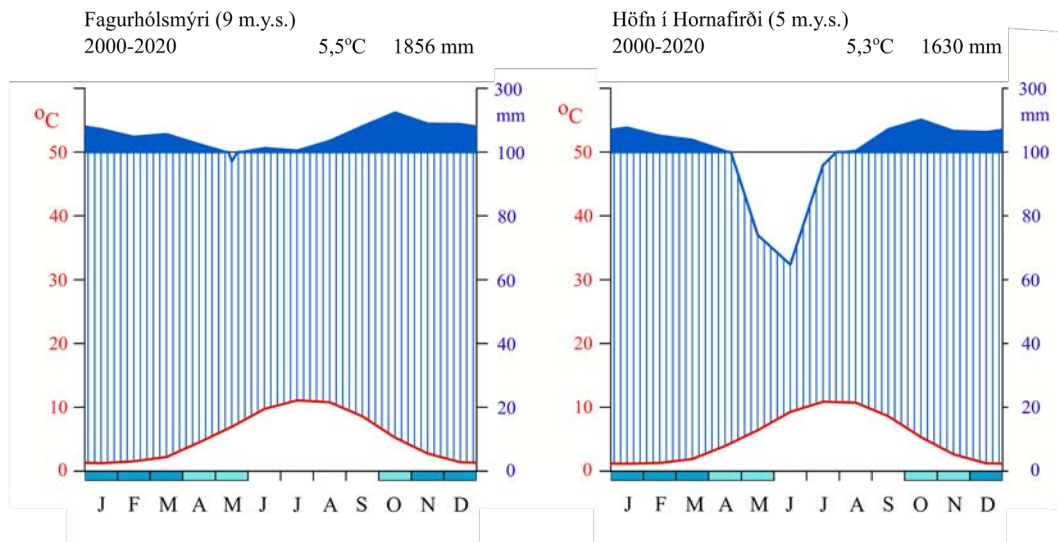
1. Kortleggja nákvæmlega útbreiðslu stafafuru í Steinadal (í Suðursveit) og reikna stofnaukningu hennar á svæðinu.
2. Prófa tilgátuna um að aukin þekja stafafuru dragi úr auðgi, útbreiðslu og fjölbreytni tegunda á svæðum sem hún hefur numið land.
3. Meta hvort stafafura uppfylli skilyrði til að flokkast sem framandi ágeng tegund.

## 2 AÐFERÐIR

### 2.1 Rannsóknarsvæðið

Steinadalur er u.þ.b. 2 km langur og 1,7 km breiður dalur í Suðursveit. Dalurinn er opinn til norðausturs og er umlukinn 600–700 m háum fjöllum. Kaldavísl hefur mótað dalbotninn sem er að mestu gróðursnauður og þakinn árseti (möl og steinum). Birkikjarr-/skógur nær u.þ.b. 200 m upp í hlíðarnar en ofar tekur við mólendisgróður sem einnig þekur hluta birkilausra svæða neðar í dalnum. Undir mólendi, graslendi og birki í dalnum er jarðvegur víða þykkur (>1,5 m) og kolefnisríkur (Þorbjarnarson 2016, Bonatoczcy o fl. 2021, Gísladóttir og Erlendsson, óbirtar niðurstöður).

Engin veðurstöð er í Steinadal, en veðurstöðin á Fagurhólsmýri er 45 km suðvestur af dalnum og stöðin á Höfn í Hornafirði er 40 km til norðausturs. Lítil munur er á veðurfari stöðvanna tveggja og gögn frá þeim voru notuð í þessari rannsókn (2. mynd). Ársmeðalhiti á stöðvunum hefur verið um 5,5°C sl. 20 ár, meðalhiti heitustu mánaða um 13–14°C og meðalhiti köldustu mánaða oftast milli -1,5°C til -1,9°C. Meðalársúrkoma á tímabilinu hefur verið yfir 1500 mm og úrkoma flestra mánaða ársins >100 mm. Á báðum stöðvum voru frostlausir mánuðir aðeins fjórir, frá júní til september. Líklega er munur á staðbundnum veðurfarskilyrðum milli Steinadals og Fagurhólsmýrar/Hafnar, en ólíklegt er að sá munur sé markverður.

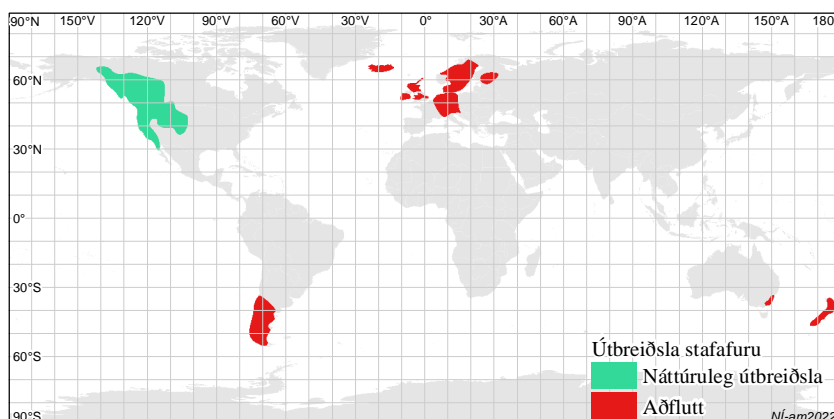


2. mynd. Walter & Lieth veðurfarsskýringarmynd fyrir veðurstöðvarnar á Fagurhólmsmýri og Höfn í Hornafirði.

## 2.2 Stafafura

Stafafura (*Pinus contorta* Douglas ex Loudon) tilheyrir undirættkvíslinni *Pinus*, deildinni *Trifoliae* Duhamel og undirdeildinni *Contortae* Little et Critchfield. Vegna talsverðs erfðafræðilegs- og aðlögunartengds breytileika innan tegundarinnar eru þrjár undirtegundir (eða afbrigði) almennt viðurkenndar: *P. contorta* subsp. *contorta*, *P. contorta* subsp. *latifolia* (Engelm.) Critchfield og *P. contorta* subsp. *murrayana* (Balfour) Engelman (Wheeler og Critchfield 1985, von Rudloff og Lapp 1987, Aitken og Libby 1994).

Stafafura er upprunnin í vesturhluta Bandaríkjanna og Kanada og ná náttúruleg heimkynni hennar frá suðvestur Alaska og Yukon til Utah, Colorado og Baja California í Mexíkó (Karl 1993). Hún hefur verið flutt til Evrópu, Suður-Ameríku, Ástralíu og til Nýja-Sjálands (GBIF 2021, 3. mynd). Fyrstu heimildir um tilraunaræktun hennar eru frá Skandinavíu, Bretlandseyjum og Nýja-Sjálandi milli 1880 og 1930 (t.d. Tigerstedt 1927). Í Nýja-Sjálandi var hún flutt inn til viðarframleiðslu og jarðvegsverndunar (Richardson 1998). Í N-Evrópu varð hún fljótt mikið notuð vegna þess að hún gaf meiri uppskeru á flatarmálseiningu og óx hraðar en innlenda skógarfuran (*Pinus sylvestris*) (Karlman 1981).



3. mynd. Útbreiðsla stafafuru utan náttúrulegra heimkynna.

Frá upphafi tuttugustu aldar hefur stafafura verið flutt alloft hingað til lands til skógræktar. Elstu stafafururnar á Íslandi komu frá Smithers í Bresku-Kólumbíu og voru gróðursettar árið 1940 í Atlavíkurstekki í Hallormsstaðaskógi (Hákon Bjarnason 1978). Árin 1950 og 1954 var stafafura aftur flutt til landsins, 7 kg af fræi var safnað árið 1954 í Skagway í SA-Alaska og plöntur ræktaðar upp af því fræi voru gróðursettar víða um landið í kringum 1960 (Hákon Bjarnason 1978). Í dag eru kvæmi frá Skagway mest notuðu furukvæmin í skógrækt á Íslandi (Aðalsteinn Sigurgeirsson 1988). Íslensku plönturnar eru líklega blendingar milli undirtegundanna *latifolia* og *contorta* (von Rudloff og Lapp 1987).

Tegundin þrífst vel við erfiðar aðstæður. Hún getur vaxið nánast frá sjávarmáli og upp í 3350 m hæð, frá svalri og rakri Kyrrahafsströndinni til kalds meginlandsloftslagsins í norðurhluta Klettafjallanna (Critchfield 1957, Wheeler og Guries 1982). Í náttúrulegum heimkynnum sínum getur stafafura þolað allt að  $-57^{\circ}\text{C}$  frost,  $38^{\circ}\text{C}$  hita og ársúrkomu á bilinu 250 til 500 mm (Lotan and Critchfield 1990). Þar vex hún í ýmis konar landslagi, frá flötum sléttum til brattrar hliða og grýttra kletta (Pfister og Daubemire 1975). Stafafura þolir einnig ýmis konar jarðvegsskilyrði, þurran jarðveg og blautan, næringarsnauðan og -ríkan og getur jafnvel vaxið í grýttri mól (Despain 2001, Elfving o.fl. 2001).

Samlegðaráhrif víðs þolsviðs, hæfileika til að endurnýja sig eftir gróðurelda og mjög hraðs vaxtar á yngri árum gera það að verkum að stafafuran getur haft margvísleg og mikil áhrif á framvindu þeirra vistkerfa sem hún vex í (Elfving o.fl. 2001). Á næringarlitlum svæðum getur tegundin haldið ríkjandi stöðu sinni á seinni stigum framvindu og myndað einsleit og víðfeðm vistkerfi (Elfving o.fl. 2001, Timber Management Research Forest Service 1979).

Stafafura er víða álitin léleg til timburframleiðslu (Karl 1993) og er oftast ræktuð til notkunar í kurl og lífmassagerð (Elfving o.fl. 2001). Hún hefur einnig verið notuð til jarðvegsbindingar, til að koma stöðugleika á sandöldur og í uppgræðslu á röskuðum svæðum (Kuznetsova o.fl. 2009, Peña o.fl. 2008).

Allnokkrir lífssögulegir eiginleikar stafafurunnar eru af þeim toga að hún verður mögulega afar ágeng. Meðal þessara eiginleika nefna Richardson og Reymanek (2004) lítil og létt fræ miðað við aðrar furur, stutt æskuskeið (<10 ár) og stutt bil milli stórra fræframleiðsluára. Stafafuran getur framleitt mikið magn fræja, þau geta dreifst langt og þurfa stutta kuldameðhöndlun til að losna úr dvala miðað við stærra fræ (Richardson og Reymanek 2004). Stutt æskuskeið og stutt bil milli stórra fræára veldur síðan snemmbúinni og mikilli nýliðun (Richardson og Reymanek 2004). Mögulegar afleiðingar þessara eiginleika eru yfirburðastaða tegundarinnar í þeim löndum sem hún er flutt til fyrir tilstuðlan mannsins (t.d. Legrand 2001, Langdon o.fl. 2010, Jacobson og Hannerz 2020).

## 2.3 Gagnasöfnun

Aðferðirnar sem notaðar voru í þessari rannsókn sumarið 2021 voru að langmestu leyti þær sömu og notaðar voru í samskonar rannsókn árið 2010 (Hanna Björg Guðmundsdóttir 2012) og byggja á aðferðum Langdon o.fl. (2010). Mælingarnar frá 2010 voru endurteknar eins nákvæmlega og unnt var til að hámarka samanburðarhæfni.

### 2.3.1 Þéttleikasnið

Í ágúst og september 2021 endurmældum við 22 af 24 þéttleikasniðum sem Hanna Björg Guðmundsdóttir (2012) lagði út árið 2010. Sniðin tvö sem voru ekki tekin fyrir voru ekki

samsíða hinum sniðunum og lentu því að hluta innan þeirra. Þeim var því sleppt til að forðast að tvímæla plöntur. Sniðin voru tveggja metra breið en mislöng og náðu frá girðingunni við skógræktarreitinn að bakka árfarvegarins í botni dalsins. Hverju sniði var skipt í 10 m löng bil. Hver stafafuruplanta sem fannst innan hvers bils var skrásett og staðsett með GPS-tæki auk þess sem við mældum hæð þeirra allra og skráðum hvort könglar fundust á plöntunum eða ekki. Að auki var heildargróðurþekja hvers bils sniðanna metin sjónrænt.

### 2.3.2 Útbreiðsla stafafuru í Steinadal

Kerfisbundin leit að stafafuruplöntum var gerð um allan Steinadal sumarið 2021 og var u.þ.b. 30 vinnustundum varið í það verk. Tilgangurinn var að meta útbreiðslu stafafuru í dalnum. Vegna mikillar útbreiðsluaukningar stafafuru milli ára 2010 og 2021 og vegna þess að ekki reyndist unnt að skoða hvern fermetra dalsins, m.a. vegna erfiðs aðgengis sumra svæða, gefa niðurstöðurnar sem settar eru fram hér lágmarksútbreiðslu. Við leitina voru flestar plöntur sem fundust staðsettar með GPS-tæki.

### 2.3.3 Gróðurreitir

Í ágúst 2021 máttum við gróður í sömu gróðurreitum og skráðir voru árið 2010 (Hanna Björg Guðmundsdóttir 2012). Við bættum einnig við reitum í tveimur gróðurgerðum, 10 reitum innan skógræktarinnar þar sem stafafura var ríkjandi og 10 reitum í birkiskógi austan við skógræktina. Í heild var gróður metinn í 30 gróðurreitum. Hver reitur var 0,5×0,5 m á kant og innan hans var heildargróðurþekja metin og þekja allra æðplantna metin skv. Braun-Blanquet (1932) þekjuskalanum (1. tafla).

**1. tafla.** Braun-Blanquet þekjuskali sem notaður var við mat á þekju æðplöntutegunda í rannsókninni (Goldsmith og Harrison 1976).

Flokkur	Þekjubil	Miðgildi
•	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%

## 2.4 Úrvinnsla gagna

### 2.4.1 Landupplýsingar

GPS-gögnum var safnað með tveimur gerðum af GPS-tækjum: Trimble-R8 og GPSmap62s. Öll úrvinnsla landupplýsinga var gerð í QGIS (QGIS Development Team 2021).

### 2.4.2 Þéttleiki stafafuruplantna

Þéttleiki stafafuru var reiknaður fyrir hvert 10×2 m bil hvers þéttleikasniðs og settur fram sem fjöldi plantna á fermetra. Breytingar á þéttleika milli mælinga (2010–2021) voru settar fram í QGIS (QGIS Development Team 2021).

### 2.4.3 Útbreiðsla stafafuru

Við notuðum svokallað *minimum bounding geometry algorithm* í QGIS (QGIS Development Team 2021) til að teikna sinn hvorn flákann (*convex-hull*) fyrir allar staðsetningar stafafuru árin 2010 og 2021, þar sem mörk flákanna lágu við ystu staðsetningar hvors árs. Flákarnir voru notaðir sem mat á útbreiðslu stafafuru í Steinadal. Mörk skógræktarreitsins voru notuð til að sýna útbreiðslu skógræktarinnar.

### 2.4.4 Hraði útbreiðslu

Mörkum flákanna sem lýst var í 2.4.3 var breytt í punktþekju með einum punkti á hverjum metra, með því að nota *geometry to points algorithm* í QGIS (QGIS Development Team 2021). Síðan var minnsta fjarlægð milli punkta hvorrar þekju reiknuð með *distance to nearest hub (points) algorithm* í QGIS (QGIS Development Team 2021). Meðaltal fjarlægðanna var reiknað til að leggja mat á hraða útbreiðslu stafafuru frá þeim tíma sem talið er að útbreiðsla sjálfsáðra plantna hafi hafist, þ.e. 1985 (Hanna Björg Guðmundsdóttir 2012) og til 2010 annars vegar og milli 2010 og 2021 hins vegar.

### 2.4.5 Hraði útbreiðslu upp hlíðar

Punktarnir við ytri mörk flákanna, sem lýst var í 2.4.4, voru notaðir til að sækja upplýsingar um mestu hæð þeirra yfir sjávarmáli, með *ArticDEM v3.0* hæðarlíkani (Porter o.fl. 2018). Mismunur milli hæstu gilda fyrir hvert ár nefnt var reiknaður til að meta hraða útbreiðslu stafafuru upp hlíðar.

### 2.4.6 Líkanasmíð

Samband tíma við breytur eins og heildarútbreiðslusvæði stafafuru, heildarfjöldu stafafuruplantna og meðalþéttleika stafafuru var kannað með línulegum og ólínulegum líkönum. Aðhvarfslíkön voru keyrð með *lm()* skipuninni í R (R Core Team 2021). *Akaike information criterion (AIC)* (Mazerolle 2006) og staðalfrávik líkananna voru notuð til að bera þau saman m.t.t. gæða. Útreikningar voru gerðir með *AICcmodavg*-pakkanum (Mazerolle 2017) í R (R Core Team 2021).

### 2.4.7 Fjölbreytugreining

Fjölbreytugreiningaraðferðin *non-metric multidimensional scaling (NMDS)* var notuð til að skoða breytileika milli gróðurreita og gróðurgerða. Gögnum var umbreytt með kvaðratrót og *Wisconsin double standardization* umbreytingu. Bray-Curtis skyldleikaprófið var notað til að bera saman gróðursamsetningu reita. Allir útreikningar voru gerðir með *vegan* pakkanum (Oksanen o.fl. 2007) í R (R Core Team 2021).

### 2.4.8 Tegundaauðgi og tegundafjölbreytni

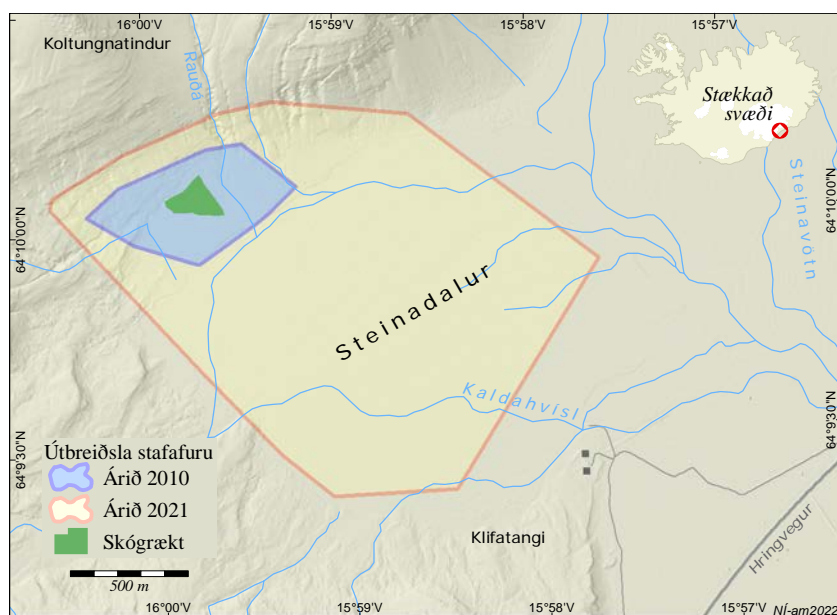
Mat var gert á alpha-tegundafjölbreytni gróðurgerðanna þriggja sem teknar voru fyrir í rannsókninni: (1) birkiskógur/-kjarr, (2) mólendi (með mismikilli þekju stafafuru) og (3) furuskógrækt. Við notuðum tvær aðferðir: (1) beinan samanburð á tegundaauðgi/-fjölbreytni milli gróðurgerða og (2) ferla sem sýna uppsöfnun tegunda með vaxandi fjölda gróðurreita.

Við beina samanburðinn notuðum við fjölda æðplöntutegunda í hverjum reit og reiknuðum auk þess Shannon-fjölbreytnistuðul (Hill 1973) fyrir hvern reit, en hann tekur einnig mið af jafnræði tegunda. Til að kanna mun milli gróðurgerða notuðum við Kruskal-Wallis próf (Hollander o.fl. 2015) og í kjölfarið á þeim voru gerð Dunn's próf (Dunn 1961, 1964), með Bonferroni leiðréttingu fyrir p-gildi ( $\alpha = 0,05$ ) til að skoða hvern samanburð.

Við notkun gróðurreita til að meta tegundafjölda geta ýmsar tegundir orðið útundan í þeim tilvikum sem þær eru ekki skráðar í neinum reit þrátt fyrir að vaxa á svæðinu. Við notuðum því *specpool* og *specaccum* aðgerðir úr *vegan* pakkanum (Oksanen o.fl. 2007) í R til að bæta mat okkar á heildarfjölbreytni skv. ferlum fyrir uppsöfnun tegunda. Þessar aðgerðir nota vinsælar aðferðir til að meta fjölda ósédra tegunda og bæta þeim við skráðan tegundafjölda (Palmer 1990, Colwell og Coddington 1994). Við þessar aðgerðir voru eftirfarandi matsaðferðir notaðar: S, Chao, first order jackknife og bootstrap.

### 3 NIÐURSTÖÐUR

Heildarflatarmál útbreiðslu stafafuru í Steinadal (reiknað út frá flákum sem innihéldu allar GPS-staðsettar plöntur) jókst úr 0,25 km<sup>2</sup> árið 2010 í 2,39 km<sup>2</sup> árið 2021 (4. mynd).



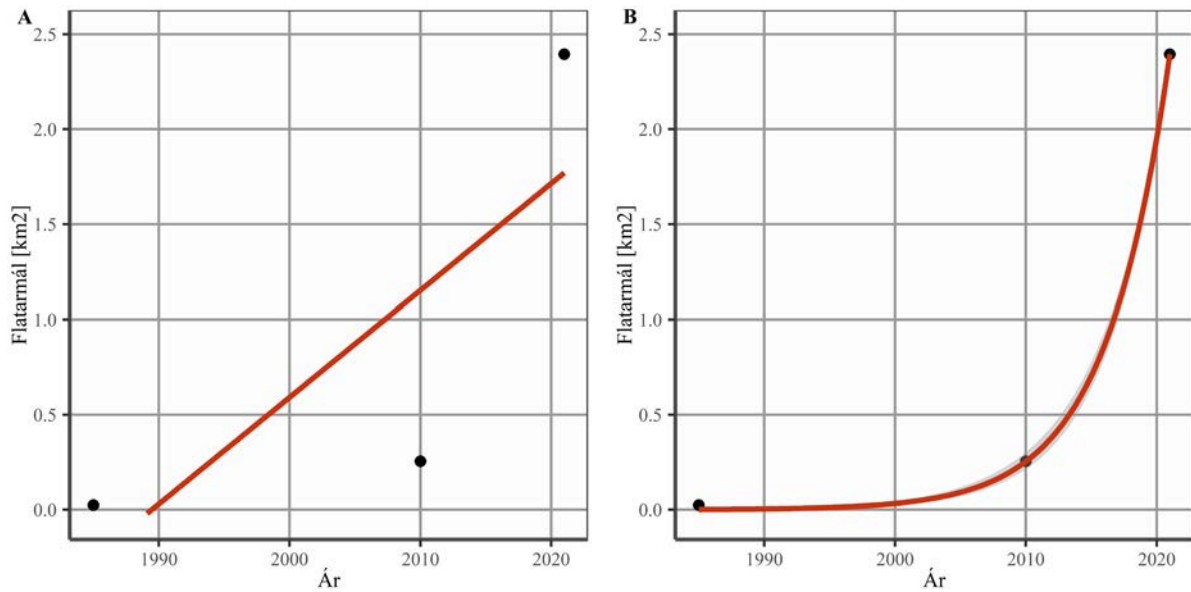
4. mynd. Útbreiðsla stafafuru í Steinadal árin 2010 og 2021, auk stærðar skógræktarsvæðis

Í línulegu og ólínulegu líkönunum var gert ráð fyrir að útbreiðsla stafafuru hafi hafist árið 1985 (Hanna Björg Guðmundsdóttir 2012) og að útbreiðslusvæði hennar þá hafi því enn afmarkast af girðingunni umhverfis skógræktarsvæðið. Niðurstöður líkananna um útbreiðslu stafafuru í Steinadal frá 1985 til 2021 má sjá á 5. mynd. Staðalskekkja aðhvarfsins fyrir línulega líkanið var 1,128 en 0,6718 fyrir veldisvísislíkanið. AIC gildi línulega líkansins var -12,06 en gildi veldisvísislíkansins var -15,17.

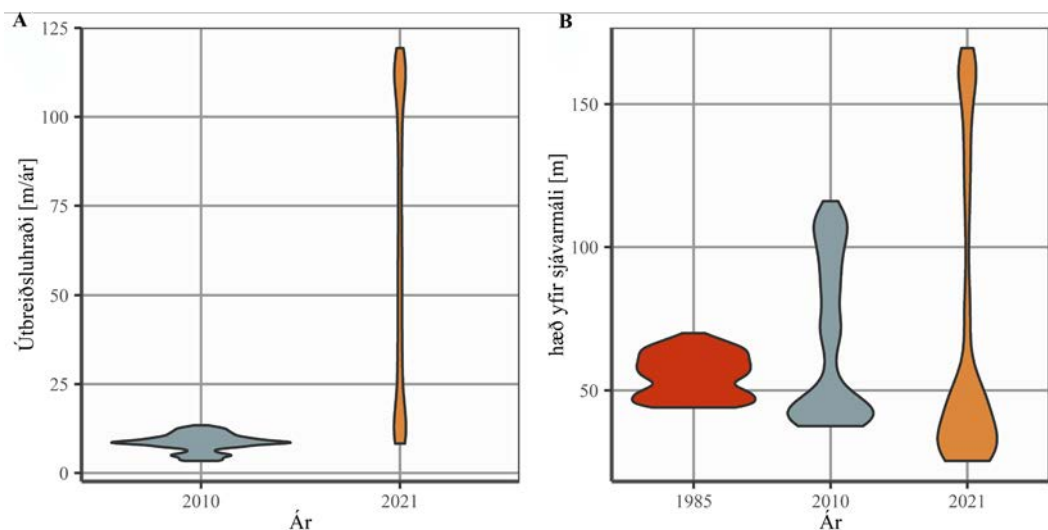
Línuleg stækkun á útbreiðslusvæði stafafuru var  $8,55 \pm 2,40$  m/ári frá 1985 til 2010 og  $61,6 \pm 40,2$  m/ári frá 2010 til 2021. Skráður hámarks- og lágmarkshraði var einnig mjög mismunandi milli þessara tveggja tímabila. Lágmarkshraðinn jókst úr 3,44 m/ári á fyrra tímabilinu í 8,27 m/ári á því seinna, á meðan hámarkshraði jókst úr 13,44 m/ári í 119,34 m/ári á sömu tímabilum (6. mynd A).

Meðalhæð staðsetninga stafafuru yfir sjávarmáli í Steinadal var  $55,6 \pm 7,4$  m árið 1985,  $67,0 \pm 27,1$  m árið 2010 og  $68,6 \pm 49,4$  m árið 2021. Hæsta skráða staðsetning stafafuruplöntu í dalnum var í 70,1 m h.y.s. árið 1985, 116,0 m h.y.s. árið 2010 og 170,0 m h.y.s. árið 2021.





5. mynd. Breytingar á flatarmáli svæðis þar sem stafafura var skráð í Steinadal frá þeim tíma sem talið er að útbreiðsla hafi hafist, þ.e. 1985 (Hanna Björg Guðmundsdóttir 2012), skýrð með (A) línulegu líkani og (B) veldisvísislíkani.

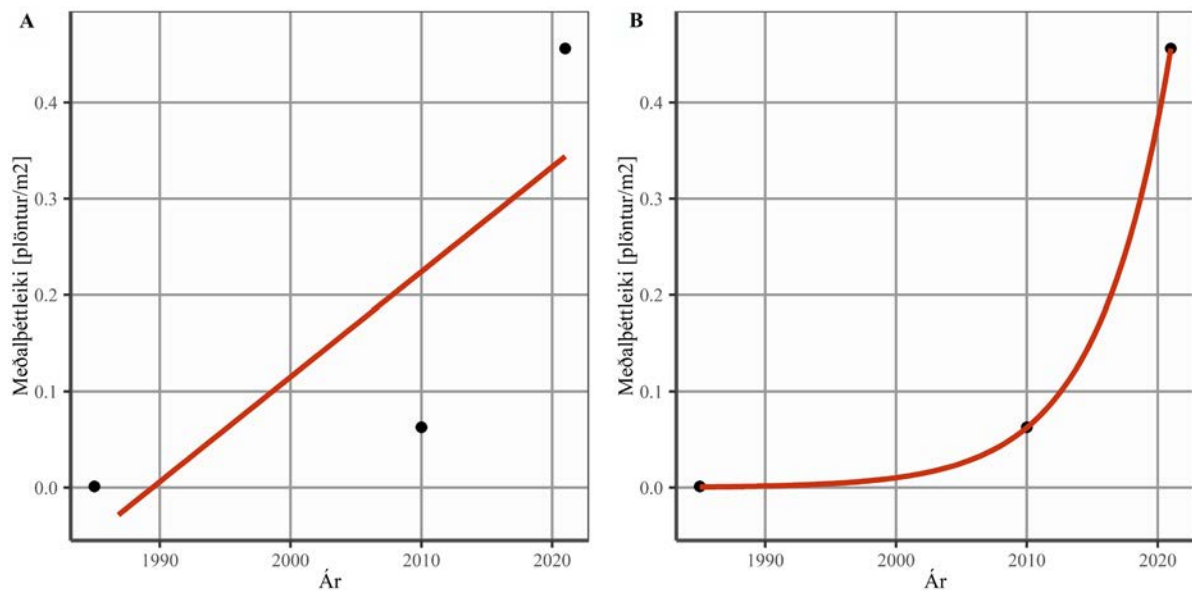


6. mynd. Dreifing (A) útbreiðsluhraða stafafuru í Steinadal, árin 1985–2010 annars vegar og 2010–2021 hins vegar og (B) útbreiðslu hennar í hæð yfir sjávarmáli árin 1985, 2010 og 2021.

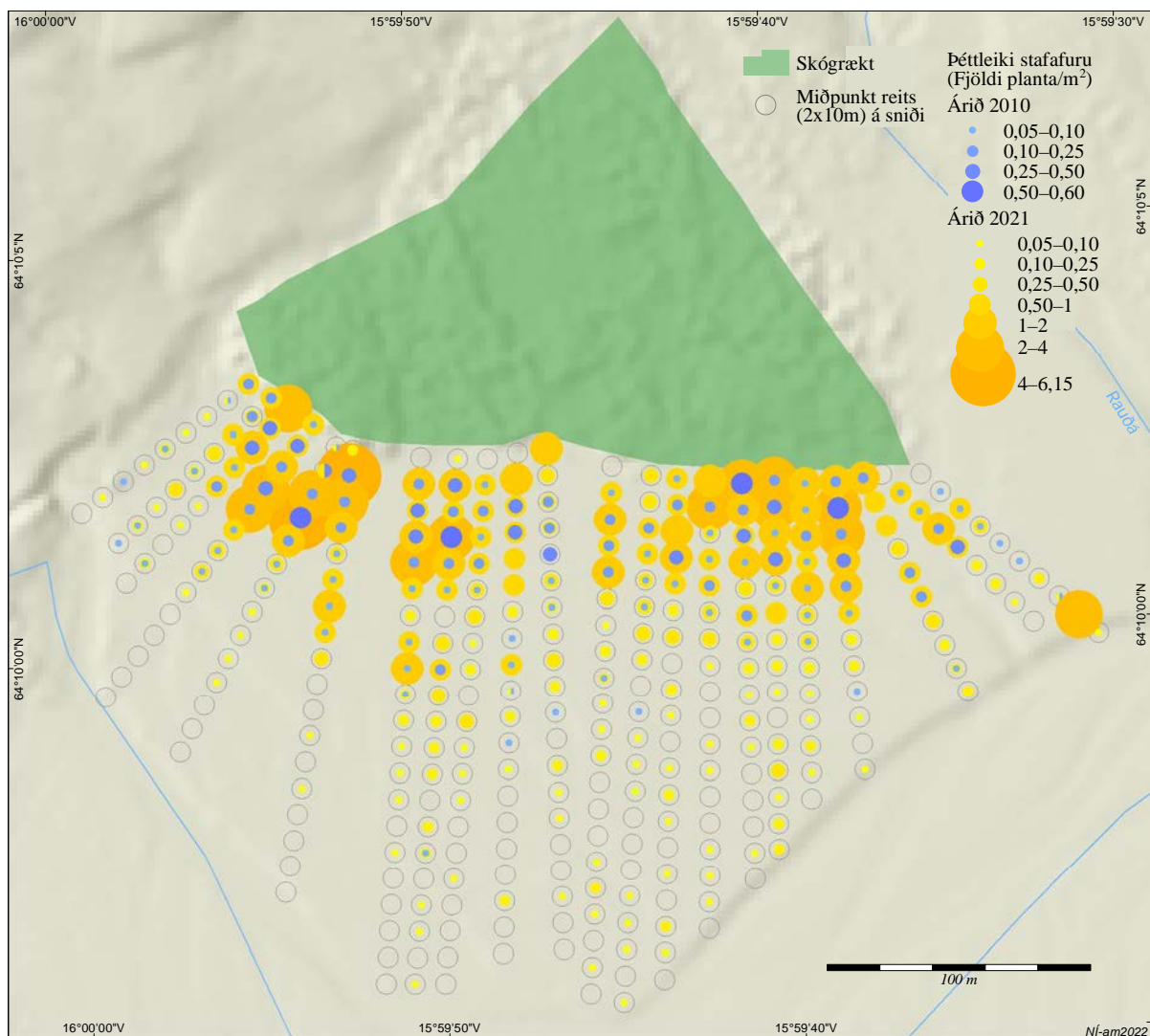
Lægsta skráða staðsetning stafafuruplöntu var hins vegar í 44,0 m h.y.s. árið 1985, 37,6 m h.y.s. árið 2010 og 25,4 m h.y.s. árið 2021 (6. mynd B).

Meðalþéttleiki stafafuru á öllum þéttleikasniðunum var 0,06 plöntur/m<sup>2</sup> (626,88 plöntur/ha) árið 2010, en 0,46 plöntur/m<sup>2</sup> (4561,07 plöntur/ha) árið 2021. Í línulegu og ólínulegu líkönunum varðandi þéttleikaaukningu sl. áratuga var gert ráð fyrir að útbreiðsla stafafuru inn á svæðið þar sem sniðin eru staðsett hafi hafist árið 1985 (Hanna Björg Guðmundsdóttir 2012) og niðurstöður þeirra líkana eru settar fram á 7. mynd. Staðalskekkja aðhvarfsins fyrir línulega líkanið var 0,20 en 0,12 fyrir veldisvísislíkanið. AIC-gildi línulega líkansins var 30,6 en gildi veldisvísislíkansins var -18,67.

Þegar GPS-staðsetningargögnin eru skoðuð fyrir hvert bil þéttleikasniðanna fyrir sig (8. mynd) má sjá að þéttleiki og útbreiðsla á sniðunum jókst víðast hvar mikið milli 2010 og 2021, en þó



7. mynd. Breytingar á meðalþéttleika stafafuru á þéttleikasniðunum frá því að útbreiðsla hófst, skýrð með (A) línulegu líkani og (B) veldisvísislíkani.

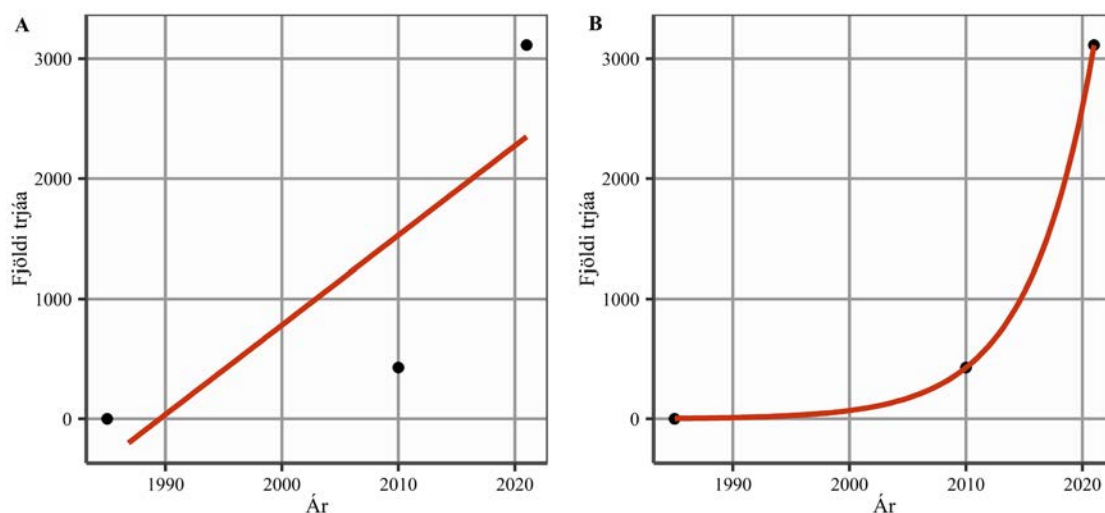


8. mynd. Kort þar sem þéttleiki stafafuru á hverju bili þéttleikasniðanna er táknaður með misstórum punktum, bláum fyrir árið 2010 og appelsínugulum fyrir árið 2021. Athugið að á kortinu er hvert bil táknað með hvítum hring en í raun voru bilin rétthyrnd og  $2 \times 10$  m að stærð.

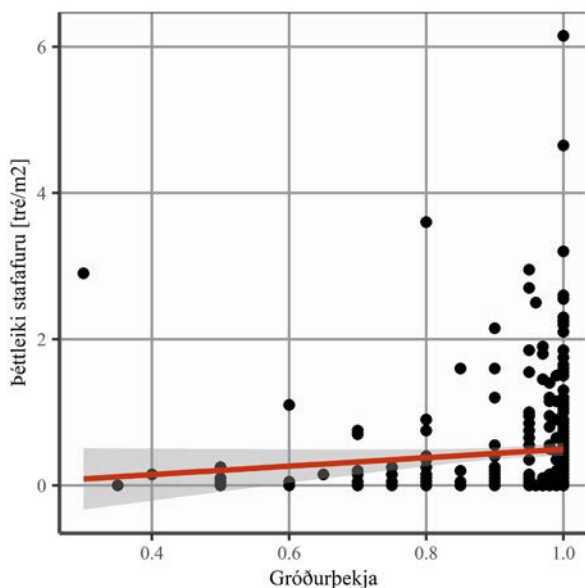
mismikið bæði milli og innan sniða. Árið 2021 var langmesti þéttleikinn ( $>1$  planta/ $m^2$ ) jafnan skráður í  $<100$  m fjarlægð frá mörkum skógræktarsvæðisins. Talsverður þéttleiki ( $>0,1$  planta/ $m^2$ ) var þó einnig skráður í meira en 100 fjarlægð frá skógræktarsvæðinu, í sumum tilvikum á bilum þar sem engin stafafuruplanta hafði verið skráð árið 2010.

Heildarfjöldi skráðra stafafuruplantna á þéttleikasniðum var 429 árið 2010 og 3315 árið 2021. Í línulegu og ólínulegu líkönunum varðandi heildarfjölda plantna var sem fyrr miðað við að útbreiðsla stafafuru inn á svæðið þar sem sniðin eru staðsett hafi hafist árið 1985 (Hanna Björg Guðmundsdóttir 2012) og niðurstöður líkananna eru settar fram á 9. mynd. Staðalskekkja aðhvarfsins fyrir línulega líkanið var 1382,0 en 0,38 fyrir veldisvísislíkanið. AIC-gildi línulega líkansins var -22,36 en gildi veldisvísislíkansins var -25,69.

Niðurstöður línulegs líkans á sambandi gróðurþekju og þéttleika stafafuru voru eftirfarandi:  $R^2 = 0,01$ ,  $p = 0,08$  (10. mynd).



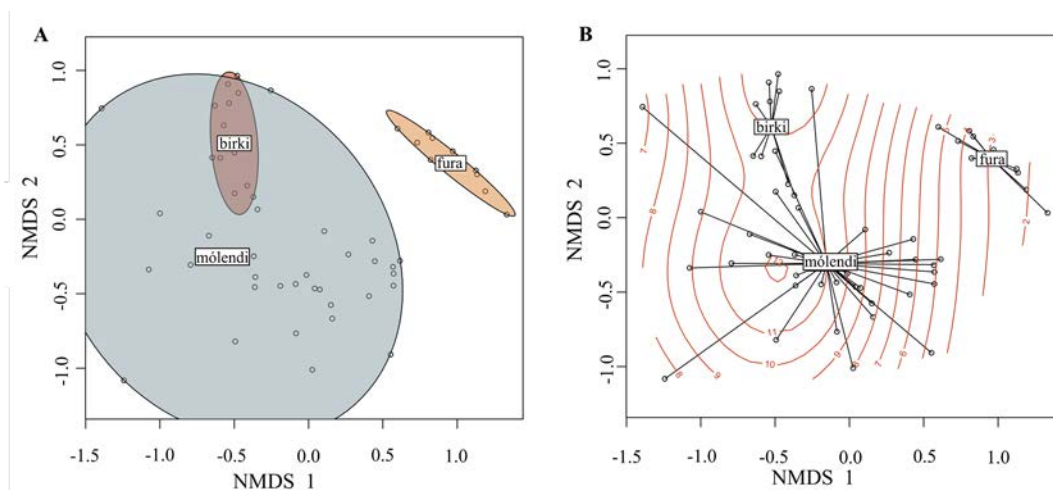
9. mynd. Breytingar á heildarfjölda stafafuruplantna á þéttleikasniðunum frá því að útbreiðsla hófst, skýrð með (A) línulegu líkani og (B) veldisvísislíkani.



10. mynd. Línuleg líkön fyrir samband gróðurþekju og þéttleika stafafuru.

Fjölbreytugreining (NMDS) framkvæmd fyrir tvær víddir ( $k = 2$ ) gaf stressgildi upp á 0,17 sem bendir til þess að greiningin hafi náð vel utan um breytileika gagnasafnsins. Niðurstöður NMDS-greiningarinnar sýndu skörun milli stafafuruskógarreita annars vegar og birki-/mólendisreita hins vegar.

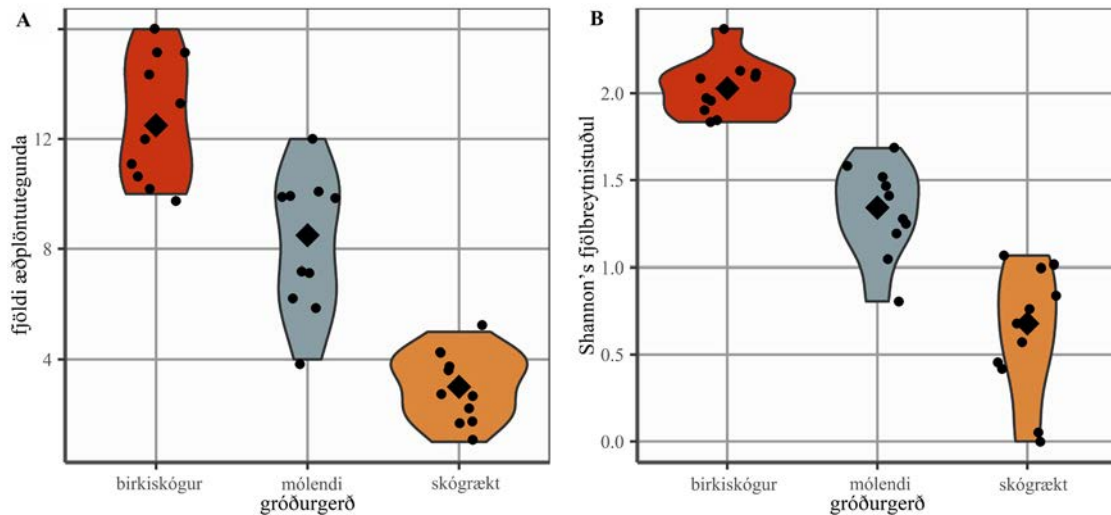
Niðurstöður NMDS-greiningarinnar sýndu greinilega skiptingu reita í tvo hópa: fjölbreyttan hóp sem innihélt reiti í mólendi og birkiskógi/-kjarri (sem var einsleitari hópur innan mólendishópsins) og einsleitann hóp stafafuruskógarreita, sem var alveg aðskilinn hinum hópnum (11. mynd A). Þegar gögnum um fjölda tegunda í hverjum reit var varpað yfir á hnitakerfið mátti sjá að mismunurinn milli mólendis-/birkireitanna annars vegar og stafafurureitanna hins vegar fólst ekki einungis í samsetningu tegunda, heldur fundust í nær öllum tilvikum mun færri æðplöntutegundir í stafafurureitunum en öðrum reitum (11. mynd B).



11. mynd. Niðurstöður NMDS-greiningar með Bray-Curtis skyldleikaprófi, sem sýnir (A) hnitun þar sem hringir eru dregnir utan um alla reiti hvernar gróðurgerðar og (B) hnitun þar sem gögnum um tegundaauði er varpað yfir á hnitakerfið og miðja hvernar gróðurgerðar er sýnd ásamt línunum sem tengja hvern reit viðeigandi gróðurgerðar við miðjuna. Tölurnar við rauðu línurnar sýna tegundaauði frá skráningum á vettvangi á hverju svæði hnitakerfisins.

Munur á tegundaauði milli gróðurgerða (12. mynd A) var staðfestur með Kruskal Wallis prófi ( $H = 24,31$ ,  $df = 2$ ,  $p = 5,27 \times 10^{-6}$ ). Samanburður milli einstakra gróðurgerða með Dunn's-prófi sýndi að tegundaauði í stafafurureitunum var marktækt lægri en í birkireitunum ( $p = 2,73 \times 10^{-6}$ ) og í mólendisreitunum ( $p = 0,02$ ), en marktækur munur fannst ekki á milli birki- og mólendisreita ( $p = 0,10$ ).

Við samanburð á Shannon's-fjölbreytnistuðli milli gróðurgerða fengust svipaðar niðurstöður og við samanburð á tegundaauði (12. mynd B). Marktækur munur var á tegundafjölbreytni reita milli gróðurgerða ( $H = 25,46$ ,  $df = 2$ ,  $p = 2,96 \times 10^{-6}$ ) og var hún lægst í stafafurureitum, marktækt lægri en birki- ( $p = 1,35 \times 10^{-6}$ ) og mólendisreitum ( $p = 0,049$ ). Auk þess var marktækur munur milli birki- og mólendisreitanna ( $p = 0,03$ ).

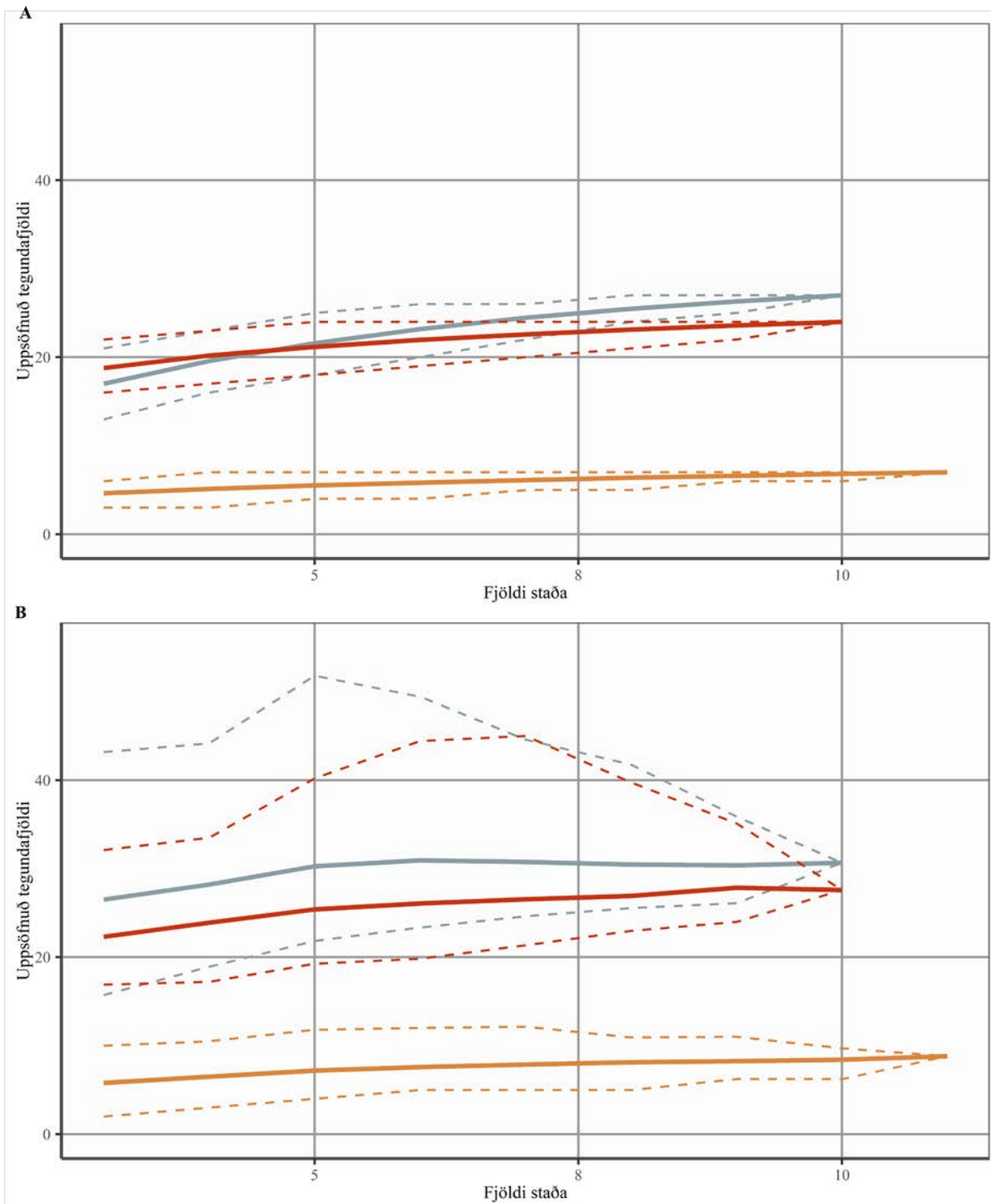


12. mynd. Fiðlugröf (violin plots) sem sýna (A) fjölda æðplöntutegunda og (B) Shannon's-fjölbreytnistuðul í gróðurreitum hversrar gróðurgerðar. Punktar sýna nákvæm gildi hvers reits og tíglar sýna miðgildi fyrir hverja gróðurgerð.

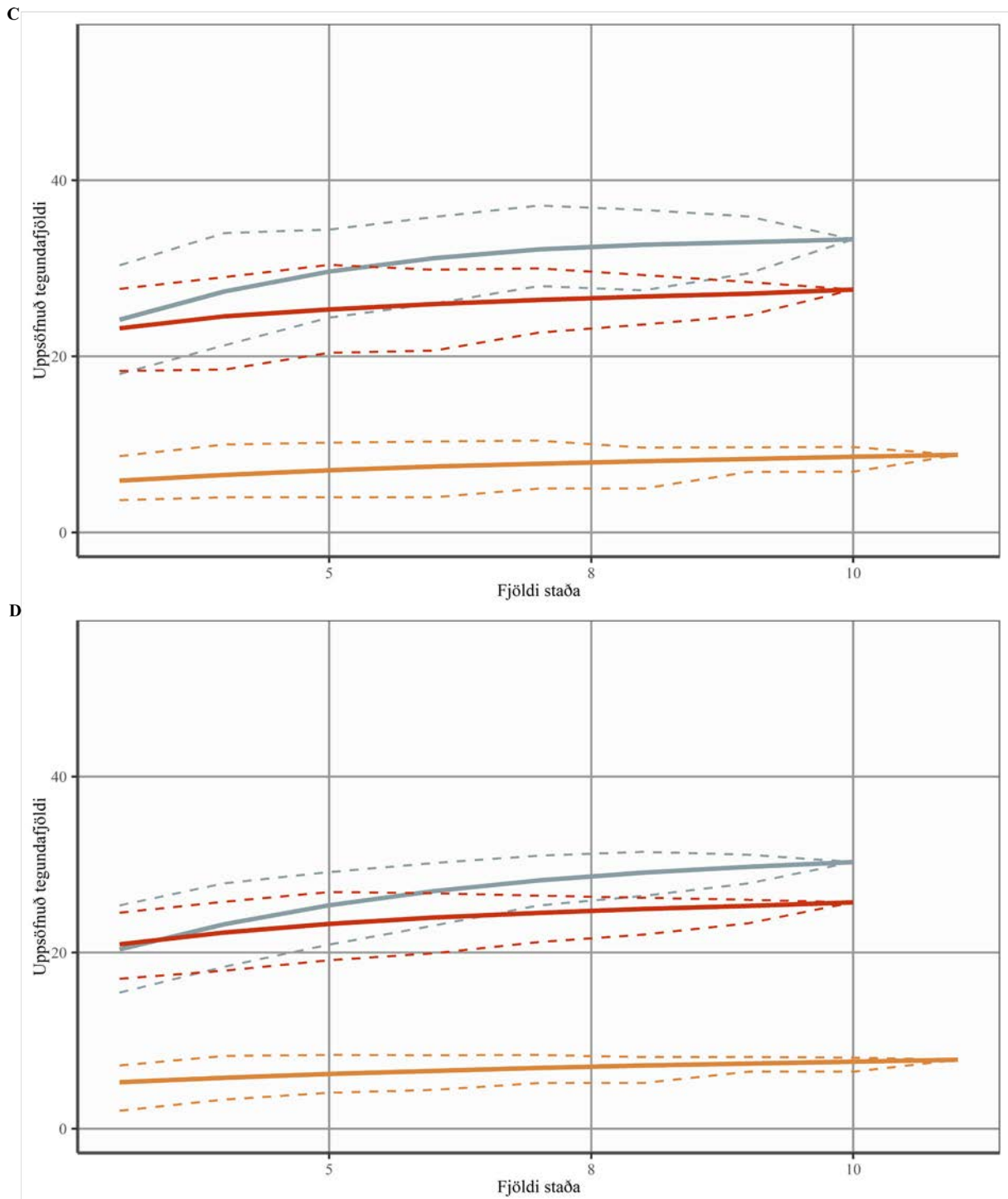
Uppsöfnun tegunda fyrir gróðurgerðirnar þrjár sýndi að alpha-fjölbreytni var hærrí birki- og mólendisreitum en í stafafureitum, óháð því hvaða matsaðferð var notuð (13. mynd). Gildi hversrar matsaðferðar fyrir hverja gróðurgerð eru sýnd í 2. töflu.

**2. tafla.** Mat á alpha-fjölbreytni gróðurgerðanna þriggja í Steinadal. n: fjöldi gróðurreita, S: metinn fjöldi æðplöntutegunda, Chao: gildi Chao matsins,  $SE_{Chao}$ : staðalskekkja Chao gildisins, J1: gildi jackknife matsins,  $SE_{J1}$ : staðalskekkja J1 gildisins, B: gildi bootstrap matsins,  $SE_B$ : staðalskekkja B gildisins.

Gróðurgerð	n	S	Chao	$SE_{Chao}$	J1	$SE_{J1}$	B	$SE_B$
Birkiskógur/-kjarr	10	24	27,6	4,8	27,6	2,24	25,71	1,36
Mólendi	11	27	30,67	3,69	33,3	2,73	30,28	1,84
Skógrækt með stafafuru	10	7	8,81	3,42	8,82	1,28	7,84	0,74



12. mynd. Ferlar fyrir uppsöfnun tegunda í gróðurgerðunum þremur: mólendi (grá lína), birkiskógur/kjarr (rauð lína) og skógrækt með stafafuru (appelsínugul lína). Ferlar eru dregnir fyrir hverja af þeim fjórum matsaðferðum sem notaðar voru: (A) S, (B) Chao, (C) first order jackknife og (D) bootstrap. Heilar línur sýna meðalgildi tegundauppsöfnunar og brotnar línur sýna 97,5% öryggismörk.



12. mynd (framhald). Ferlar fyrir uppsöfnun tegunda í gróðurgerðunum þremur: mólendi (grá lína), birkiskógur/-kjarr (rauð lína) og skógrækt með stafafuru (appelsínugul lína). Ferlar eru dregnir fyrir hverja af þeim fjórum matsaðferðum sem notaðar voru: (A) S, (B) Chao, (C) first order jackknife og (D) bootstrap. Heilar línur sýna meðalgildi tegundauppsöfnunar og brotnar línur sýna 97,5% öryggismörk.

## 4 UMRÆÐUR

Nokkrar skilgreiningar á framandi ágengum tegundum hafa verið settar fram. Í 1. boxi má sjá nokkur dæmi um skilgreiningar sem samþykktar hafa verið á alþjóðagrundvelli og koma fram í lögum.

### 1. box.

*„ ... invasive alien species means an alien species whose introduction or spread has been found to threaten or adversely impact upon biodiversity and related ecosystem services.“*

Regulation (EU) No 1143/2014

*„Invasive alien species (IAS) are species whose introduction and/or spread outside their natural past or present distribution threatens biological diversity.“*

Convention on Biological Diversity (CBD)

*„Ágeng framandi lifvera: Framandi lifvera sem veldur eða líklegt er að valdi rýrnun líffræðilegrar fjölbreytni.“*

Lög um náttúruvernd, 2013 nr. 60 10. apríl

Skilgreiningarnar í 1. boxi leggja allar áherslu á neikvæð áhrif framandi ágengra tegunda á líffræðilega fjölbreytni. Neikvæð áhrif ágengra tegunda á líffræðilega fjölbreytni eru síðan að vissu leyti háð dreifingu þeirra, því hraðar sem þær breiðast út, því hraðar stækkar svæðið sem verður fyrir áhrifunum. Mikilvægur liður í mati á ágengni tegunda er því mat á útbreiðsluhraða. Þær ílendu tegundir (þ.e. innfluttar tegundir sem geta viðhaldist í náttúrunni án beinna afskipta mannfólks eða þrátt fyrir þau) sem geta dreift sér hratt yfir stór svæði eru því gjarnan skilgreindar ágengar (Richardsson o.fl. 2000, Pyšek o.fl. 2004). Í tilviki plantna er venjulega talað um að dreifing sé hröð yfir stór svæði þegar dreifingin er meiri en 100 m á minna en 50 árum (Richardsson o.fl. 2000, Pyšek o.fl. 2004).

Niðurstöður þessarar rannsóknar sýna svo ekki verður um villst að stafafura getur dreift sér hratt yfir stór svæði hérlendis þar sem aðstæður eru hagstæðar fyrir hana. Í Steinadal vaxa sjálfsánar stafafuruplöntur langt utan skógræktarinnar (í mun meira en 100 m fjarlægð frá henni) og þéttleiki þeirra er víða mikill og ört vaxandi. Gögnin frá Steinadal benda einnig til þess að stafafura geti ekki einungis numið land á rofnum eða gróðurlitlum svæðum, heldur líka á svæðum þar sem gróður er þéttur og gróska mikil. Ekkert marktækt samband fannst milli gróðurþekju og tíðni stafafuruplantna (þéttleika). Stafafura gæti því greiðlega numið land og dreift sér í ýmsum íslenskum vistgerðum, eins og hún hefur raunar þegar gert víða hérlendis.

Útbreiðslu stafafuru í Steinadal er best lýst með veldisvaxtarlíkani. Það kemur ekki á óvart þar sem útbreiðsla ágengra tegunda á nýjum svæðum fylgir venjulega sama ferli sem skiptist í þrjá fasa (Arim o.fl. 2006); (i) taffasa, þ.e. landnám fyrstu kynslóðar þar sem útbreiðsla er hægt, (ii) fasa veldisvaxtar útbreiðslu þar sem útbreiðsla og -hraði margfaldast á stuttum tíma (iii) mettunarfasa, þegar útbreiðsluhraði hefur náð hámarki (Shigesada og Kawasaki 1997). Niðurstöður líkana á gögnunum frá Steinadal samræmast vel ferlinum sem Arim o.fl. (2006) lýstu og sýna að fasi veldisvaxtar á svæðinu hófst í byrjun 21. aldarinnar, um 15 árum frá því að stafafura fór fyrst að dreifast út fyrir skógræktarreitinn. Meðan á þeim fasa stendur er stofnvöxtur viðkomandi tegundar gjarnan svo gott sem hömlulaus, þangað til búsvæðið mettast (Shigesada og



Kawasaki 1997). Það er í samræmi við gögnin frá Steindal þar sem fjöldi einstaklinga, þéttleiki og útbreiðsla stofnsins eru í veldisvexti. Tíminn mun leiða í ljós hvort einhverjir líffræðilegir þættir muni hægja á útbreiðslunni áður en stofninn fer yfir í mettnarfasa.

Stafafuruplöntur geta orðið kynþroska tiltölulega ungar. Í Nýja-Sjálandi og Síle hafa könglar fundist á fimm ára gömlum trjám (Ledgard 2001, Peña o.fl. 2008) og dæmi eru um að könglar hafi jafnvel fundist á tveggja ára gömlum plöntum (OECD 2010). Tíminn sem líður frá því að stafafura nemur land á nýju svæði þangað til fyrsta kynslóð byrjar að fjölga sér getur því verið stuttur og taffasinn einnig. Hafa þarf þó í huga að lengd þeirra þriggja fasa sem eru hér til umfjöllunar er háð umhverfisaðstæðum hverju sinni og því ekki sambærileg milli svæða. Tengsl þeirra fjölmörgu ólífrænu og lífrænu þátta sem hafa áhrif á lengd hvers fasa eru ekki vel þekkt og frekari rannsókna því þörf. Ýmislegt liggur þó í augum uppi, t.d. má ætla að útbreiðsla frá stafafurureit sem umkringdur er vel umhirtu ræktarlandi sé ekki greið þar sem hið tíða rask sem fylgir t.d. slætti túna og plægingu akra kemur í veg fyrir að tegundin komist á legg. Auk þess er stafafura ljóssækin tegund og á skuggsælum svæðum getur ljósskortur dregið úr spírun og lifun ungplantna (Ledgard 2001). Það verður þó ekki um villst að aðstæður líkt og í Steinadal, sem bjóða upp á mikla og hraða dreifingu stafafuru, er að finna víða um land og á sumum þeirra svæða hefur tegundinni nú þegar verið komið á legg.

Stafafura myndar fræforða (Teste o.fl. 2011) sem eykur dreifingarmátt tegundarinnar enn frekar. Æxlunaráttak stafafuru er talsvert, tré byrja venjulega að framleiða fræ á aldrinum fimm til tíu ára og spírunarhlutfall fræja frá ungum trjám er ekki verra en frá eldri trjám. Fræ stafafuru eru vængjuð og dreifast aðallega með vindi. Mesti fræþéttleikinn er oftast innan 60 m frá móðurplöntunni, en dæmi eru um að fræ hafi borist allt að 30 km í Norður-Ameríku, 8 km í Nýja-Sjálandi og 3 km í Argentínu og Síle (Ledgard 2001, Langdon o.fl. 2010). Í Steinadal fundust ungar stafafuruplöntur í meira en 1 km fjarlægð frá skógræktinni, en þar sem rannsóknarsvæðið var bundið við dalinn er ekki útilokað að einstaklingar finnist utan hans, í enn meiri fjarlægð.

Í náttúrulegum heimkynnum sínum vex stafafura aðallega í jafnaldra reitum sem hafa vaxið upp eftir gróðurelda og hún er oftast en ekki eina ríkjandi trjátegundin (OECD 2010). Stafafuruskógar eru þar vistgerð sem nær yfir stór svæði (Eyre 1980) og einkennist af takmörkuðum undirgróðri (Peery o.fl. 2008). Þar sem stafafuru hefur verið komið á legg utan hennar náttúrulegu heimkynna, í t.d. graslendi og gisnum skógum, hefur hún valdið neikvæðum umhverfisáhrifum, en rannsóknir frá nokkrum löndum hafa sýnt að þar dregur hún úr algengni, tegundaauðgi og tegundafjölbreytni innlands gróðurs (Urrutia o.fl. 2013, Ledgard og Paul 2008).

Við samanburð á tegundaauðgi og samsetningu gróðurs í mismunandi gróðurlendum í Steinadal kom í ljós að við uppvöxt stafafuru urðu miklar breytingar á tegundasamsetningu staðbundins innlands gróðurs og tegundaauðgi æðplantna minnkaði. Breytingarnar gerðust hins vegar ekki skyndilega, margir gróðurreitir þar sem stafafura hafði tiltölulega nýlega numið land höfðu enn svipaða tegundaauðgi og tegundasamsetningu og sambærilegir reitir án stafafuru, þrátt fyrir mikla þekju ungra furuplantna. Þegar stafafuran tekur að skyggja verulega á annan gróður hörfa hins vegar ýmsar ljóssæknar, innlendar tegundir og hverfa að lokum alveg af svæðinu. Niðurstöður okkar eru sambærilegar við niðurstöður rannsókna í Nýja-Sjálandi, þar sem útbreiðsla stafafuru hefur skapað tegundafátæk plöntusamfélög sem einkennast af framandi tegundum. Í rannsókn á nýsjálensku graslendi þar sem stafafura hafði komið sér fyrir minnkaði tegundaauðgi æðplantna frá 38 tegundum niður í sjö tegundir á aðeins 20 árum (Ledgard og Paul 2008). Athygli vakti að engin af þeim sjö tegundum sem eftir voru þá voru innlendar. Önnur rannsókn í Nýja-Sjálandi sýndi að jafnvel 50 ára gamlir stafafurureitir voru enn þéttir og undir þeim óx nánast enginn

gróður, hvorki innlendur né framandi (McQueen 1993). Í Bresku-Kólumbíu sýndu rannsóknir á líffræðilegri fjölbreytni og sjálfbærni stafafuruskógræktar að heildarfjöldi plöntutegunda var lægstur í elstu stafafuruskógunum (Sullivan 2004). Í náttúrulegum heimkynnum sínum geta stafafuruskógar haldist þéttir í meira en öld án þess að þynnast af sjálfsdáðum að ráði (McQueen 1993) og því er ólíklegt að tegundin geti stutt við landnám innlendra plöntutegunda á Íslandi.

Pfister og Daubenmire (1975) hafa lýst fjórum mögulegum framvinduferlum í vistkerfum þar sem stafafura er til staðar; að hún sé ein af nokkrum ríkjandi tegundum í snemmframvindu og víki fyrir skuggþolnari tegundum eftir 50–200 ár, að hún sé ein ríkjandi í snemmframvindu og hörfi síðan fyrir skuggþolnari tegundum eftir 100–200 ár, að hún viðhaldist og haldi ríkjandi stöðu sinni án þess að vera ógnað af skuggþolnari tegundum, eða að hún myndi hástigsvistkerfi sem eina trjátegundin sem getur vaxið við viðkomandi umhverfisaðstæður og plöntusamfélagið helst því stöðugt í langan tíma. Á Íslandi finnast ekki innlendar trjátegundir sem geta keppt við stafafuruna um ljós og því koma líklega aðeins tveir þessara framvinduferla til greina hér, þ.e. að hún viðhaldist eða myndi hástigsvistkerfi.

## 5 ÁLYKTANIR

Kortlagning á útbreiðslu stafafuru árin 2010 og 2021 sýndi að útbreiðsla hennar hafði aukist um 856% og að stofnaukning hennar hafði verið um 673% á tímabilinu. Þá sýndu rannsóknir 2021 að aukin þekja stafafuru hefur dregið úr auðgi og fjölbreytni æðplöntutegunda á svæðum sem hún hefur numið land.

Áhrif skógræktar á tegundaaúðgi nokkurra tegundahópa hafa verið rannsökuð hér á landi (Ásrún Elmarsdóttir o.fl. 2011) þar sem í ljós kom að samanlögð auðgi þeirra (meðaltal  $\pm$  staðalskekka) breyttist ekki marktækt við skógrækt með innfluttum trjátegundum (fura:  $170,7 \pm 25,1$ ) samanborið við mólendi ( $207,0 \pm 3,0$ ) eða birkiskóga ( $200,0 \pm 14,2$ ). Hugtakið líffræðileg fjölbreytni nær hins vegar einnig yfir fjölbreytni innan tegunda auk fjölbreytni vistkerfa. Rannsóknir á fjölbreytni tegunda í mismunandi gróðurlendum á Íslandi sem nær til fleiri tegundahópa en þeirra best þekktu hafa að okkar vitund hins vegar ekki verið gerðar, enda myndu þær krefjast gríðarlega yfirgripsmikilla gagna. Að okkar mati er hér rökrétt að styðjast við fjölbreytni æðplöntutegunda við mat á áhrifum stafafuru á líffræðilega fjölbreytni þar sem æðplöntur eru helstu frumframleiðendur svæðisins og mynda þá lagskiptu gróðurþekju sem einkennir vistkerfið og er öðrum lífverum þess mikilvæg.

Niðurstöður okkar sýna að með landnámi stafafuru minnkar tegundaaúðgi og tegundafjölbreytni innlendra æðplöntutegunda, líkt og í öðrum löndum þar sem tegundin hefur breiðst út (sjá umræður í 4. kafla). Það er í samræmi við skilgreiningu Evrópusambandsins, Ríó-sáttmálans um líffræðilega fjölbreytni (CBD) og íslenskra laga um náttúruvernd (nr. 60/2013) á framandi ágengum tegundum (sjá 1. box). Þær sýna einnig að stafafura getur gefið af sér fjölmörg afkvæmi sem dreifast í sumum tilfellum langt frá móðurplöntunni, þ.e. meira en 100 m á minna en 50 árum. Það er í samræmi við skilgreiningu Richardson o.fl. (2000) á ágengum tegundum. Í rannsókn okkar uppfyllir stafafura því skilyrði til að flokkast sem framandi ágeng tegund samkvæmt öllum þessum skilgreiningum.

Niðurstöður þessarar rannsóknar benda eindregið til þess að ræktun stafafuru skuli einungis stunda þar sem tryggja má að hún dreifist ekki stjórnlaust í nálægum náttúrulegum búsvæðum. Ýmsir nytjaskógar eru umluktir landi þar sem stafafura breiðir ekki auðveldlega úr sér, s.s.

ræktuðu landi. Á svæðum þar sem umhverfið býður ekki upp á útbreiðslu og/eða umhirða útilokar hana, ætti ekki að þurfa að gera sérstakar athugasemdir við notkun stafafuru í nytjaskógrækt. Þar sem hins vegar ekki er gert ráð fyrir reglulegri umhirðu og eftirliti og þar sem markmiðið er ekki að rækta nytjaskóg heldur græða upp vistkerfi, stuðla að kolefnisbindingu og fleira þvíumlíkt, er óskynsamlegt að nota stafafuru, tegund sem uppfyllir allar skilgreiningar á ágengri framandi tegund. Í þeim tilvikum, s.s. í landgræðslu-, áhuga- og útivistarskógrækt, benda niðurstöður þessarar rannsóknar til þess að ástæða sé til að fara varlega þegar kemur að notkun stafafuru og hafa nánasta umhverfi viðkomandi skógræktarsvæðis í huga við tegundaval.

## 6 ÞAKKIR

Starra Heiðmarssyni eru færðar bestu þakkir fyrir yfirlestur á handriti.

## 7 HEIMILDIR

- Aðalsteinn Sigurgeirsson 1988. Stafafura á Íslandi. Vöxtur, ástand og möguleikar (*Pinus contorta* Dougl. Í *Ársrit Skógræktarfélags Íslands 1988*, bls. 3–36. Reykjavík: Skógræktarfélag Íslands. [https://www.skog.is/wp-content/uploads/2019/03/SRR\\_1988\\_lr.pdf](https://www.skog.is/wp-content/uploads/2019/03/SRR_1988_lr.pdf) [skoðað 22.3.2022]
- Aitken, S.N. og W.J. Libby 1994. Evolution of the pygmy-forest edaphic subspecies of *Pinus contorta* across an ecological staircase. *Evolution* 48(4): 1009–1019. DOI: [10.2307/2410362](https://doi.org/10.2307/2410362)
- Arim, M., S.R. Abades, P.E. Neill, M. Lima og P. Marquet 2006. Spread dynamics of invasive species. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 103(2): 374–378. DOI: [10.1073/pnas.0504272102](https://doi.org/10.1073/pnas.0504272102)
- Bellard, C., P. Cassey og T.M. Blackburn 2016. Alien species as a driver of recent extinctions. *Biology Letters* 12: 20150623. DOI: [10.1098/rsbl.2015.0623](https://doi.org/10.1098/rsbl.2015.0623)
- Blackburn, T.M., C. Bellard og A. Ricciardi 2019. Alien versus native species as drivers of recent extinctions. *Frontiers in Ecology and the Environment* 17(4); 203–207. DOI: [10.1002/fee.2020](https://doi.org/10.1002/fee.2020)
- Bonatotzky, T., F. Ottner, E. Erlendsson og G. Gísladóttir 2021. Weathering of tephra and the formation of pedogenic minerals in young Andosols, South East Iceland. *Catena* 198: 105030. DOI: [10.1016/j.catena.2020.105030](https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.105030)
- Bowen, J.L., P.J. Kearns, J.E.K. Byrnes, S. Wigginton, W.J. Allen, M. Greenwood, K. Tran, J. Yu, J.T. Cronin og L.A. Meyerson 2017. Lineage overwhelms environmental conditions in determining rhizosphere bacterial community structure in a cosmopolitan invasive plant. *Nature Communications* 8(1): 1–8. DOI: [10.1038/s41467-017-00626-0](https://doi.org/10.1038/s41467-017-00626-0)
- Braun-Blanquet J. 1932. *Plant sociology. The study of plant communities*. New York, London: McGraw-Hill book company.
- Buckley, Y.M. og J. Catford 2016. Does the biogeographic origin of species matter? Ecological effects of native and non-native species and the use of origin to guide management. *Journal of Ecology* 104(1): 4–17. DOI: [10.1111/1365-2745.12501](https://doi.org/10.1111/1365-2745.12501)
- Cóbar-Carranza, A.J., R.A. García, A. Pauchard og E. Peña 2014. Effect of *Pinus contorta* invasion on forest fuel properties and its potential implications on the fire regime of *Araucaria araucana* and *Nothofagus antarctica* forests. *Biological Invasions* 16(11): 2273–2291. DOI: [10.1007/s10530-014-0663-8](https://doi.org/10.1007/s10530-014-0663-8)

- Colwell, R.K. og J.A. Coddington 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society B. Biological Sciences* 345(1311): 101–118. [DOI: 10.1098/rstb.1994.0091](https://doi.org/10.1098/rstb.1994.0091)
- Covey, K.R., S.A. Wood, R.J. Warren, X. Lee og M.A. Bradford 2012. Elevated methane concentrations in trees of an upland forest. *Geophysical Research Letters* 39: L15705. [DOI: 10.1029/2012GL052361](https://doi.org/10.1029/2012GL052361)
- Critchfield, W.B. 1957. *Geographic variation in Pinus contorta*. Maria Moors Cabot Foundation. Publication 3. Cambridge, Massachusetts: Harvard University.
- Davis, K.T., B.D. Maxwell, P. Caplat, A. Pauchard og M.A. Nuñez 2019. Simulation model suggests that fire promotes lodgepole pine (*Pinus contorta*) invasion in Patagonia. *Biological Invasions* 21(7): 2287–2300. [DOI:10.1007/s10530-019-01975-1](https://doi.org/10.1007/s10530-019-01975-1)
- Davis, M.A., M.K. Chew, R.J. Hobbs, A.E. Lugo, J.J. Ewel, G.J. Vermeij, J.H. Brown, M.L. Rosenzweig, M.R. Gardener, S.P. Carroll, K. Thompson, S.T.A. Pickett, J.C. Stromberg, P.D. Tredici, K.N. Suding, J.G. Ehrenfeld, J.P. Grime, J. Mascaro og J.C. Briggs 2011. Don't judge species on their origins. *Nature* 474: 153–154. <https://doi.org/10.1038/474153a>
- Despain, D.G. 2001. Dispersal ecology of lodgepole pine (*Pinus contorta* Dougl.) in its native environment as related to Swedish forestry. *Forest Ecology and Management* 141(1–2): 59–68. [DOI: 10.1016/S0378-1127\(00\)00489-8](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00489-8)
- Dunn, O.J. 1961. Multiple comparisons among means. *Journal of the American statistical association* 56(293): 52–64.
- Dunn, O.J. 1964. Multiple comparisons using rank sums. *Technometrics* 6: 241–252.
- Elfving, B., T. Ericsson og O. Rosvall 2001. The introduction of lodgepole pine for wood production in Sweden – a review. *Forest Ecology and Management* 141(1–2): 15–29. [DOI: 10.1016/S0378-1127\(00\)00485-0](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00485-0)
- Eyre, F.H., ritstj. 1980. *Forest types of the United States and Canada*. Washington, DC: Society of American Foresters.
- Gaertner, M., R. Biggs, M. Te Beest, C. Hui, J. Molofsky og D.M. Richardson 2014. Invasive plants as drivers of regime shifts: identifying high-priority invaders that alter feedback relationships. *Diversity and Distributions* 20(7): 733–744. [DOI: 10.1111/ddi.12182](https://doi.org/10.1111/ddi.12182)
- GBIF 2021. GBIF Occurrence Download [DOI: 10.15468/dl.a8eurv](https://doi.org/10.15468/dl.a8eurv)
- Gioria, M., V. Jarošík og P. Pyšek 2014. Impact of invasions by alien plants on soil seed bank communities: Emerging patterns. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 16(3): 132–142. [DOI: 10.1016/j.ppees.2014.03.003](https://doi.org/10.1016/j.ppees.2014.03.003)
- Goldsmith, F.B. og C.M. Harrison 1976. Description and analysis of vegetation. Í: Chapman, S.B., ritstj. *Methods in Plant Ecology*. Oxford: Blackwell Scientific Publications.
- Hanna Björg Guðmundsdóttir 2012. *Útbreiðsla stafafuru (Pinus contorta) undir Staðarfjalli í Suðursveit*. BS-ritgerð við Líf- og umhverfisvísindadeild, Háskóla Íslands, Reykjavík. <http://hdl.handle.net/1946/10774>
- Hákon Bjarnason 1978. Stafafura – *Pinus contorta*, Dougl. Í Hákon Bjarnason, ritstj. *Ársrit Skógræktarfélags Íslands 1977 og 1978*, bls. 16–18. Reykjavík: Skógræktarfélag Íslands. [https://www.skog.is/wp-content/uploads/2019/03/SRR\\_1977-1978\\_lr.pdf](https://www.skog.is/wp-content/uploads/2019/03/SRR_1977-1978_lr.pdf)

- Hejda, M., K. Štajerová og P. Pyšek 2017. Dominance has a biogeographical component: do plants tend to exert stronger impacts in their invaded rather than native range? *Journal of Biogeography* 44(1): 18–27. DOI: [10.1111/jbi.12801](https://doi.org/10.1111/jbi.12801)
- Hill, M.O. 1973. Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology* 54(2): 427–432. DOI: [10.2307/1934352](https://doi.org/10.2307/1934352)
- Hollander, M., D.A. Wolfe og E. Chicken 2015. *Nonparametric statistical methods*. Third Edition. New Jersey: John Wiley & Sons, Hoboken. DOI: [10.1002/9781119196037](https://doi.org/10.1002/9781119196037)
- Hulme, P.E. 2009. Trade, transport and trouble: managing invasive species pathways in an era of globalization. *Journal of Applied Ecology* 46(1): 10–18. DOI: [10.1111/j.1365-2664.2008.01600.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01600.x)
- Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services 2019. *Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services* (summary for policy makers). IPBES Plenary at its seventh session (IPBES 7), Paris. DOI: [10.5281/zenodo.3553579](https://doi.org/10.5281/zenodo.3553579)
- IPCC 2018. Global warming of 1.5°C. *An IPCC special report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty*. Geneva, Switzerland: World Meteorological Organization. <https://www.ipcc.ch/sr15/>
- Jacobson, S. og M. Hannerz 2020. Natural regeneration of lodgepole pine in boreal Sweden. *Biological Invasions* 22(8): 2461–2471. DOI: [10.1007/s10530-020-02262-0](https://doi.org/10.1007/s10530-020-02262-0)
- Karl, R. 1993. *Pinus L.* Í Flora of North America Editorial Committee, ritstj. *Flora of North America North of Mexico*, vol. 2: *Pteridophytes and Gymnosperms*, bls. 373–398. New York, Oxford: Oxford University Press.
- Karlman 1981. The introduction of exotic tree species with special reference to *Pinus contorta* in northern Sweden : review and background. *Studia forestalia Suecica* 158: 1-25
- Kuznetsova, T., M. Tilk, K. Ots, A. Lukjanova og H. Pärn 2009. The growth of lodgepole pine (*Pinus contorta* var. *latifolia* Engelm.) in a reclaimed oil shale mining area, abandoned agricultural land and forestland. *Baltic Forestry* 15(2):186–194.
- Lal, R. 2008. Carbon sequestration. *Philosophical Transactions of the Royal Society B. Biological Sciences* 363: 815–830. DOI: [10.1098/rstb.2007.2185](https://doi.org/10.1098/rstb.2007.2185)
- Langdon, B., A. Pauchard og M. Aguayo 2010. *Pinus contorta* invasion in the Chilean Patagonia: local patterns in a global context. *Biological Invasions* 12(12): 3961–3971. DOI: [10.1007/s10530-010-9817-5](https://doi.org/10.1007/s10530-010-9817-5)
- Ledgard, N. 2001. The spread of lodgepole pine (*Pinus contorta*, Dougl.) in New Zealand. *Forest Ecology and Management* 141(1–2): 43–57. DOI: [10.1016/S0378-1127\(00\)00488-6](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00488-6)
- Ledgard, N.J. og T. Paul 2008. Vegetation succession over 30 years of high-country grassland invasion by *Pinus contorta*. *New Zealand plant protection* 61: 98–104. DOI: [10.30843/nzpp.2008.61.6878](https://doi.org/10.30843/nzpp.2008.61.6878)
- Lotan, J.E. og W.B. Critchfield 1990. *Pinus contorta* Dougl. ex Loud. Í Burns, R.M. og B.H. Honkala. *Silvics of North America, Vol. 1, Conifers. Agriculture Handbook 654*, bls. 302–315. Washington, DC: United States Department of Agriculture. [https://www.srs.fs.usda.gov/pubs/misc/ag\\_654\\_vol1.pdf](https://www.srs.fs.usda.gov/pubs/misc/ag_654_vol1.pdf) [skoðað 22.3.2020]

- Luysaert, S., G. Marie, A. Valade, Y.Y. Chen, S.N. Djomo, J. Ryder, J.E. Zohbi, K. Naudts, A.S. Lansø, J. Ghattas og M.J. McGrath 2018. Trade-offs in using European forests to meet climate objectives. *Nature* 562(7726): 259–262. DOI: [10.1038/s41586-018-0577-1](https://doi.org/10.1038/s41586-018-0577-1)
- Mankasingh, U. og G. Gísladóttir 2019. Early indicators of soil formation in the Icelandic sub-arctic highlands. *Geoderma* 337: 152–163. DOI: [10.1016/j.geoderma.2018.09.002](https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.09.002)
- Mazerolle, M. 2006. Improving data analysis in herpetology: using Akaike's Information Criterion (AIC) to assess the strength of biological hypotheses. *Amphibia-Reptilia* 27(2): 169–180. DOI: [10.1163/156853806777239922](https://doi.org/10.1163/156853806777239922)
- Mazerolle, M.J. 2017. *Package 'AICcmodavg'*. R package, 281.
- McQueen, D.R. 1993. A review of interaction between naturalised woody plants and indigenous vegetation in New Zealand. *Tuatara* 32: 32–56.
- Möckel, S.C., E. Erlendsson og G. Gísladóttir 2017. Holocene environmental change and development of the nutrient budget of histosols in North Iceland. *Plant and Soil* 418(1): 437–457. DOI: [10.1007/s11104-017-3305-y](https://doi.org/10.1007/s11104-017-3305-y)
- Möckel, S.C., E. Erlendsson, I. Prater og G. Gísladóttir 2021a. Tephra deposits and carbon dynamics in peatlands of a volcanic region: Lessons from the Hekla 4 eruption. *Land Degradation & Development* 32(2): 654–669. DOI: [10.1002/ldr.3733](https://doi.org/10.1002/ldr.3733)
- Möckel, S.C., E. Erlendsson og G. Gísladóttir 2021b. Andic Soil Properties and Tephra Layers Hamper C Turnover in Icelandic Peatlands. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 126: e2021JG006433. DOI: [10.1029/2021JG006433](https://doi.org/10.1029/2021JG006433)
- OECD 2010. Section 5 – Lodgepole pine (*Pinus contorta*). *OECD Consensus Documents: Safety Assessment of Transgenic Organisms* 3: 152–175. DOI: [10.1787/9789264095434-9-en](https://doi.org/10.1787/9789264095434-9-en)
- Oksanen, J., R. Kindt, P. Legendre, B. O'Hara, M.H.H. Stevens, M.J. Oksanen, M. Suggests, M.A.S.S. 2007. *The vegan package. Community ecology package* 10(631–637), 719.
- Palmer, M.W. 1990. The estimation of species richness by extrapolation. *Ecology* 71(3): 1195–1198. DOI: [10.2307/1937387](https://doi.org/10.2307/1937387)
- Paolucci, E.M., H.J. MacIsaac og A. Ricciardi 2013. Origin matters: alien consumers inflict greater damage on prey populations than do native consumers. *Diversity and Distributions* 19(8): 988–995. DOI: [10.1111/ddi.12073](https://doi.org/10.1111/ddi.12073)
- Peña, E., M. Hidalgo, B. Langdon og A. Pauchard 2008. Patterns of spread of *Pinus contorta* Dougl. ex Loud. invasion in a Natural Reserve in southern South America. *Forest Ecology and Management* 256(5):1049–1054. DOI: [10.1016/j.foreco.2008.06.020](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.06.020)
- Perry, D.A., R. Oren og S.C. Hart 2008. *Forest ecosystems*. Baltimore: Johns Hopkins University Press.
- Pfister, R.D. og R. Daubenmire 1975. Ecology of lodgepole pine, *Pinus contorta* Dougl. Í Baumgartner, D.M., ritstj. *Management of Lodgepole Pine Ecosystems, Symposium Proceedings, Washington, 9–11 October 1973*, bls. 27–46. Pullman, Washington: Washington State University, Cooperative Extension Service.
- Popkin, G. 2019. How much can forests fight climate change? *Nature* 565(7737): 280–283. DOI: [10.1038/d41586-019-00122-z](https://doi.org/10.1038/d41586-019-00122-z)
- Porter, C., P. Morin, I. Howat, M.J. Noh, B. Bates, K. Peterman, S. Keeseey, M. Schlenk, J. Gardiner, K. Tomko, M. Willis, C. Kelleher, M. Cloutier, E. Husby, S. Foga, H. Nakamura, M. Platson, M. Wethington Jr., C. Williamson, G. Bauer, J. Enos, G. Arnold, W. Kramer, P.

- Becker, S. Doshi, C. D'Souza, P. Cummins, F. Laurier og M. Bojesen 2018. *ArcticDEM v. 3.0. Harvard Dataverse, VI*. DOI: [10.7910/DVN/OHHUKH](https://doi.org/10.7910/DVN/OHHUKH)
- Pyšek, P., D.M. Richardson, M. Rejmánek, G.L. Webster, M. Williamson og J. Kirschner 2004. Alien plants in checklists and floras: towards better communication between taxonomists and ecologists. *Taxon* 53(1): 131–143. DOI: [10.2307/4135498](https://doi.org/10.2307/4135498)
- Pyšek, P., V. Jarošík, P.E. Hulme, J. Pergl, M. Hejda, U. Schaffner og M. Vilà 2012. A global assessment of invasive plant impacts on resident species, communities and ecosystems: The interaction of impact measures, invading species' traits and environment. *Global Change Biology* 18(5): 1725–1737. DOI: [10.1111/j.1365-2486.2011.02636.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02636.x)
- Pyšek, P., P.E. Hulme, D. Simberloff, S. Bacher, T.M. Blackburn, J.T. Carlton, W. Dawson, F. Essl, L.C. Foxcroft, P. Genovesi, J.M. Jeschke, I. Kühn, A.M. Liebhold, N.E. Mandrak, L.A. Meyerson, A. Pauchard, J. Pergl, H.E. Roy, H. Seebens, M. van Kleunen, M. Vilà, M.J. Wingfield og D.M. Richardson 2020. Scientists' warning on invasive alien species. *Biological Reviews* 95(6): 1511–1534. DOI: [10.1111/brv.12627](https://doi.org/10.1111/brv.12627)
- QGIS Development Team 2021. *QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project*. <http://qgis.osgeo.org> [skoðað 22.3.2022]
- R Core Team 2021. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org/> [skoðað 22.3.2022]
- Richardson, D.M. 1998. Forestry trees as invasive aliens. *Conservation Biology* 12(1):18–26
- Richardson, D.M. og P. Pyšek 2012. Naturalization of introduced plants: Ecological drivers of biogeographical patterns. *New Phytologist* 196(2): 383–396. DOI: [10.1111/j.1469-8137.2012.04292.x](https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2012.04292.x)
- Richardson, D. M. og M. Rejmánek 2004. Conifers as invasive aliens: a global survey and predictive framework. *Diversity and distributions* 10(5-6): 321-331. DOI [10.1111/j.1366-9516.2004.00096.x](https://doi.org/10.1111/j.1366-9516.2004.00096.x)
- Richardson, D.M., P. Pyšek, M. Rejmánek, M.G. Barbour, F.D. Panetta og C.J. West 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and distributions* 6(2): 93–107. DOI: [10.1046/j.1472-4642.2000.00083.x](https://doi.org/10.1046/j.1472-4642.2000.00083.x)
- Seddon, N., A. Chausson, P. Berry, C.A. Girardin, A. Smith og B. Turner 2020. Understanding the value and limits of nature-based solutions to climate change and other global challenges. *Philosophical Transactions of the Royal Society B. Biological Sciences* 375(1794): 20190120. DOI: [10.1098/rstb.2019.0120](https://doi.org/10.1098/rstb.2019.0120)
- Shackleton, R.T., R. Biggs, D.M. Richardson og B.M.H. Larson 2018. Social-ecological drivers and impacts of invasion-related regime shifts: consequences for ecosystem services and human wellbeing. *Environmental Science and Policy* 89: 300–314. DOI: [10.1016/j.envsci.2018.08.005](https://doi.org/10.1016/j.envsci.2018.08.005)
- Shigesada, N. og K. Kawasaki 1997. *Biological invasions: theory and practice*. New York: Oxford University Press.
- Simberloff, D., L. Souza, M.A. Nuñez, M.N. Barrios-Garcia og W. Bunn 2012. The natives are restless, but not often and mostly when disturbed. *Ecology* 93(3): 598–607. DOI: [10.1890/11-1232.1](https://doi.org/10.1890/11-1232.1)
- Sullivan, T.P. 2004. *Biodiversity and sustainability in intensively managed lodgepole pine forests. Annual Report 2003–2004*. Summerland, British Columbia: Applied Mammal Research Institute.

- Svavarsdóttir, M. 2018. Soil nutrients, properties and carbon stock comparison between native and non-native ecosystems in Þingvellir, Iceland. Meistararitgerð við Líf- og umhverfisvísindadeild, Háskóla Íslands, Reykjavík. <http://hdl.handle.net/1946/31876>
- Teste, F.P., V.J. Lieffers og S.M. Landhäusser 2011. Viability of forest floor and canopy seed banks in *Pinus contorta* var. *latifolia* (Pinaceae) forests after a mountain pine beetle outbreak. *American Journal of Botany* 98(4): 630–637. DOI: [10.3732/ajb.1000252](https://doi.org/10.3732/ajb.1000252)
- Tigerstedt, C.G. 1927. *Pinus murrayana*. *Forstlig Tidskrift* (Helsingfors) 2: 31–48.
- Timber Management Research Forest Service 1979. *Silvicultural Systems for the major forest types of the United States*. Agriculture Handbook no. 445. Washington DC: US Department of Agriculture.
- Urrutia, J., A. Pauchard, og R.A.García RA, 2013. Diferencias en la composición vegetal de un bosque de *Araucaria araucana* (Molina) K. Koch y *Nothofagus antártica* (G. Forst.) Oerst. asociadas a un gradiente de invasión de *Pinus contorta* Douglas ex Loudon. *Gayana Botánica* 70(1): 92–100. DOI: [10.4067/S0717-66432013000100010](https://doi.org/10.4067/S0717-66432013000100010)
- Vilmundardóttir, O.K, G. Gísladóttir og R. Lal 2017. A chronosequence approach to estimate the regional soil organic carbon stock on moraines of two glacial fore-fields in SE-Iceland. *Geografiska Annaler: Series A, Physical Geography* 99(3): 207–221. DOI: [10.1080/04353676.2017.131828](https://doi.org/10.1080/04353676.2017.131828)
- Vilmundardóttir, O.K, G. Gísladóttir og R. Lal 2014. Early stage development of selected soil properties along the proglacial moraines of Skaftafellsjökull glacier, SE-Iceland. *Catena* 121: 142–150. DOI: [10.1016/j.catena.2014.04.020](https://doi.org/10.1016/j.catena.2014.04.020)
- von Rudloff, E. og M.S. Lapp 1987. Chemosystematic studies in the genus *Pinus*. VI. General survey of the leaf oil terpene composition of lodgepole pine. *Canadian Journal of Forest Research* 17: 1013–1025. DOI: [10.1139/x87-157](https://doi.org/10.1139/x87-157)
- Wheeler, N.C. og W.B. Critchfield 1985. The distribution and botanical characteristics of lodgepole pine: biogeographical and management implications. Í Baumgartner, D.M., ritstj. *Lodgepole pine: the species and its management*, bls. 1–13. Pullman, WA: Washington State University.
- Wheeler, N.C. og R.P. Guries 1982. Biogeography of lodgepole pine. *Canadian Journal of Botany* 60: 1805–1814.
- WWF 2018. *Living planet report – 2018: aiming higher*. Gland, Switzerland: WWF. <https://www.worldwildlife.org/pages/living-planet-report-2018> [skoðað 22.3.2022]
- Þorbjarnarson, H. 2016. Soil Evolution in the Dynamic Area South of Vatnajökull. Meistaraprófsritgerð við Líf- og umhverfisvísindadeild, Háskóla Íslands, Reykjavík. <http://hdl.handle.net/1946/24900>



## 8 VIÐAUKI

Ljósmyndir teknar við vettvangsvinnu í Steinadal sumarið 2021.



1. mynd. Nágrenni skógræktarreitsins í Steinadal. Reiturinn sést í bakgrunni til vinstri á myndinni. Ljósmynd tekin austan við reitinn, rétt ofan við árfarveg Köldukvíslar. Ljós. Guðrún Óskarsdóttir, 10. ágúst 2021.



2. mynd. Sjálfsáanar stafafuruplöntur í árfarvegi Köldukvíslar. Skógræktarreiturinn sést í bakgrunni. Ljós. Guðrún Óskarsdóttir, 12. ágúst 2021.



3. mynd. Stafafurutré í hlíðinni norðaustan við skógræktarreitinn í Steinadal, sem sést í bakgrunni. Ljós. Guðrún Óskarsdóttir, 2. september 2021.



4. mynd. Stafafura á einni „eyjunni“ í árfarvegi Köldukvíslar. Staðsetning skógræktarreiðsins í bakgrunni myndarinnar er sýnd með rauðum hring. Ljós. Guðrún Óskarsdóttir, 2. september 2021.

## Sjálfsáñar stafafuruplöntur í vel grónu landi í Steinadal



5. mynd. Ungar, sjálfsáñar stafafuruplöntur sunnan við skógræktarreitinn, þar sem gróðurþekja er 100%. Ljós. Guðrún Óskarsdóttir, 1. september 2021.



6. mynd. Sjálfsáð stafafura innan um birkiplöntur í hlíðinni fyrir ofan skógræktarreitinn í Steinadal. Staðsetning furuplöntunnar er sýnd með rauðum hring. Ljós. Guðrún Óskarsdóttir, 2. september 2021.

## Höggnar stafafurur



7. mynd. Hliðargrein stafafuru sem hefur verið höggvin (fótur ljósmyndara sýnir stofninn). Hliðargreinin hefur vaxið upp og ber köngla. Ljós. Guðrún Óskarsdóttir, 2. september 2021.



8. mynd. Stafafura sem hefur verið höggvin (fótur ljósmyndara bendir á stofninn) en er nú hávaxið, þristofna tré. Ljós. Guðrún Óskarsdóttir, 2. september 2021.