

Menja von Schmalensee

VÁGESTIR Í VISTKERFUM – FYRRI HLUTI

STIKLAÐ Á STÓRU UM FRAMANDI ÁGENGAR TEGUNDIR

Líffræðileg fjölbreytni er undirstaða í þjónustu vistkerfa, hún er efniviður þróunar og maðurinn sækir í hana ýmis bein verðmæti. Útdauði tegunda hefur orðið af náttúrulegum orsökum í tímans rás en vegna umsvifa mannsins deyja tegundir nú út 100–10.000 sinnum hraðar en eðlilegt getur talist og eiga ágengar tegundir veigamikinn þátt í því. Menn hafa í síauknum mæli flutt tegundir á milli landa og heimshluta og nú er áætlað að a.m.k. 100–550 þúsund framandi tegundir sé að finna á heimsvísu. Hluti þeirra veldur miklu tjóni á vistkerfum og náttúrulegum ferlum, í landbúnaði og á mannvirkjum. Áætlað er að kostnaður af völdum ágengra tegunda nemi meira en 5% vergrar heimsframleiðslu. Erfitt er að spá fyrir um hvaða tegundir verða ágengar og við hvaða aðstæður, en mestu máli skiptir tíðni og magn innflutnings, hvort umhverfi svipar til þess sem finna má á heimaslóðum tegundarinnar, sérhæfni tegundarinnar sjálfrar og þeirra sem fyrir eru og fjöldi óvina. Þá er eitt mikilvægasta forspárgildið um ágengni tegundar fólgið í því hvort hún hafi orðið ágeng annars staðar. Til að greiða fyrir upplýsingaflæði um þetta hafa verið settir upp opnir, umfangsmiklir alþjóðlegir gagnagrunnar. Mikilvægt er að grípa til skjótra aðgerða, þ.e. útrýmingar eða stofnstjórnunar, gegn ágengum tegundum um leið og þeirra verður vart. Mörg dæmi eru um vel heppnaðar aðgerðir, en vanda þarf til verka svo þær skili árangri. Viðbúið er að ágengum tegundum muni fjölga. Er því nauðsynlegt að vísindasamfélagið, stjórnvöld og almenningur geri sér grein fyrir vandamálinu.

INNGANGUR

Sameinuðu þjóðirnar hafa valið árið 2010 sem alþjóðlegt ár líffræðilegrar fjölbreytni. Er það gert til að vekja athygli á þeim miklu neikvæðu áhrifum sem maðurinn hefur á vistkerfi jarðar og mikilvægi líffræðilegrar fjölbreytni fyrir afkomu

manna og annarra lífvera. Í Þúsaldarskýrslu Sameinuðu þjóðanna um líffræðilega fjölbreytni kemur fram að fjölbreytni sé undirstaða í þjónustu vistkerfa og því mikilvæg fyrir frumframleiðslu og efnahringrásir, jarðvegsmyndun og viðhald jarðvegsgæða, viðhald loftgæða, viðhald vatnsgæða og miðlun vatns,

niðurbrot úrgangsefna og stjórnun veðurkerfa. Einnig er hún uppspretta mikils auðs í matvælum, lyfjum, iðnaðar- og byggingarefnum, auk menningarlegra verðmæta.¹ Þá er líffræðileg fjölbreytni, hvort sem litið er til erfða, stofna eða tegunda mikilvægur efniviður þróunar.²

Tegundir lífvera deyja nú út a.m.k. 100–1.000³ eða jafnvel 1.000–10.000⁴ sinnum hraðar en eðlilegt getur talist. Samkvæmt válista Alþjóðanáttúruverndarsamtakanna (IUCN Redlist) hefur maðurinn með umsvifum sínum valdið staðfestum útdauða 869 tegunda síðastliðin 500 ár (miðað við uppgefnar tölur í mars 2010). Þetta er nær örugglega talsvert vanmat þar sem aðeins hefur verið lokið við að lýsa um 1,9 milljónum af þeim 13–14 milljón tegundum sem áætlað er að lifi á jörðinni og innan við 3% af þessum 1,9 milljónum hafa verið metnar við gerð válista samtakanna.⁵ Ef tekið er mið af núverandi eyðingarhraða hitabeltisskóga og varlegu mati um 5–10 milljón tegundir á jörðinni, hefur verið áætlað að um 13.500–27.000 tegundir tapist á heimsvísu á ári hverju.^{6,7} Af þeim tegundum sem skoðaðar höfðu

verið við gerð válista Alþjóðanáttúruverndarsamtakanna árið 2009 töldust 22% hryggdýra (spendýr, fuglar, skriðdýr, froskdýr og fiskar), 35% hryggleysingja og 70% plantna vera í útrýmingarhættu.⁵

Þessi mikli útdauði tegunda á sér margvíslegar orsakir, sem þó má allar rekja beint eða óbeint til umsvifa mannsins, svo sem eyðingar búsvæða, ofnýtingar, mengunar, loftslagsbreytinga og síðast en alls ekki síst til áhrifa af framandi ágengum tegundum.⁸ Í Þúsaldarskýrslu Sameinuðu þjóðanna eru ágengar tegundir taldar á meðal

helstu ógna við líffræðilega fjölbreytni¹ og nefnd Alþjóðanáttúruverndarsamtakanna um lifun tegunda hefur lýst því yfir að ágengar tegundir séu næststærsta ógnin við upprunalegar tegundir á eftir eyðingu búsvæða.⁹ Áætlað er að um 40% tegunda sem tilgreindar eru í bandarískum lögum um tegundir í útrýmingarhættu séu þar vegna áhrifa frá framandi, ágengum tegundum.¹⁰ Þá bendir nýleg úttekt til þess að neikvæð áhrif ágengra tegunda á líffræðilega fjölbreytni séu vanmetin á heimsvísu og virðast þau fara vaxandi.¹¹

Ágengar tegundir hafa því hlotið verðskuldaða og vaxandi athygli á síðari árum, ekki einungis vegna neikvæðra áhrifa á líffræðilega fjölbreytni heldur einnig vegna þess að rannsóknir á ágengum tegundum veita mikilvæga innsýn í ýmsa atferlisfræðilega, vistfræðilega og þróunarfræðilega ferla og auka þannig skilning á tengslum lífvera í tíma og rúmi.^{12–18} Hlutfall vísindagreina sem fjalla um málefni tengd ágengum tegundum hefur hækkað ört síðustu tvo áratugi og árlegum tilvísunum í þær hefur fjölgað hraðar en tilvísunum í greinar um stofnvistfræði og stofnferla almennt, en þó ekki eins hratt og tilvísunum í greinar er tengjast hnattrænum loftslagsbreytingum.¹⁹

HVAÐ ER FRAMANDI, ÁGENG TEGUND?

Tilfærsla tegunda, þ.e. landnám tegunda á nýjum svæðum, getur verið náttúrulegt ferli. Fjölmörg dæmi eru um að tegundir nemi ný svæði af sjálfsdáðum, oft fyrir atbeina vinda, strauma eða annarra tegunda en mannsins.²⁰ Mismunandi loftslag og landfræðilegar hindranir, svo sem úthöf, fjallgarðar og eyðimerkur, hafa þó í mörgum tilfellum takmarkað slíka náttúrulega tilfærslu og átt stærstan þátt í að móta tegundasamsetningu sem er mismunandi eftir svæðum, löndum eða heimshlutum.^{21,22}

Mikil breyting varð á þessu með hnattvæðingu mannsins. Menn byrjuðu markvisst að flytja nytjategundir um verulegar vegalengdir fyrir um 2.000 árum. Fyrir um 1.000 árum færðist flutningur tegunda í vöxt með tilkomu verslunar araba í Austur-Afríku og jókst enn frekar með nýlenduvæðingu Evrópumanna fyrir um 350 árum.²³ Segja má að hnattvæðing manna hafi byrjað árið 1492 er Kólabus sigldi til Ameríku.⁸ Allt frá þeim tíma hafa tegundir verið fluttar milli landa í vaxandi mæli en flutningurinn tók annað stökk við iðnbýltinguna og hefur náð alveg nýjum hæðum síðastliðin 25 ár.²⁴ Flutningurinn

Helstu hugtök í líffræði ágengra tegunda

Upprunaleg, náttúruleg, innlend (e. *native, natural, indigenous, original*): Tegund innan náttúrulegs útbreiðslusvæðis, þ.e. sem hefur þróast þar eða komist þangað eftir náttúrulegum leiðum.

Einlend (e. *endemic*): Upprunaleg tegund sem finnst aðeins á einu tilteknu, afmörkuðu svæði og hvergi annars staðar.

Framandi, innflutt, útlend, erlend (e. *alien, introduced, exotic, foreign*): Tegund utan náttúrulegs útbreiðslusvæðis, sem komist hefur þangað fyrir tilstilli mannsins, óháð því hvenær það gerðist.

Með fótfestu/bólfestu (e. *established, naturalized*): Framandi tegund sem myndað hefur lífvænlegan (e. *self-sustaining*) stofn í náttúrulegu umhverfi.

Ágeng (e. *invasive*): Framandi tegund í viðkomandi vistkerfi, sem a) sýnir mikla eða hraða útbreiðsluaukningu af eigin rammleik eða b) veldur eða er líkleg til að valda minnkun líffræðilegrar fjölbreytni, efnahagslegu eða umhverfislegu tjóni eða er skaðleg heilsufari manna.

Innflutningsþrýstingur (e. *propagule pressure*): Mælikvarði á hversu oft eða í hve miklum mæli framandi tegund eða tegundir hafa verið fluttar inn (viljandi eða óviljandi) á ákveðið svæði.

Tregðufasi (e. *lag phase*): Fyrsta skeið í landnámssögu ágengrar tegundar, sem einkennist af innflutningi, bólfestu, lítilli stofnstærð, takmarkaðri útbreiðslu og hægum eða engum stofnvexti.

Vaxtarfasi (e. *log phase, growth phase*): Annað skeið í landnámssögu ágengrar tegundar, sem einkennist af örum stofnvexti og aukinni útbreiðslu.

Móttækileiki vistkerfis (e. *invasibility*): Mælikvarði á hversu auðveldlega framandi tegund geti náð fótfestu í viðkomandi vistkerfi.

Hjálpartegund (e. *facilitator*): Tegund sem greiðir fyrir afkomu framandi eða ágengrar tegundar. Hjálpartegund getur verið framandi eða upprunaleg.

Aðlagð úr 12,14,15,17,33,49,133,144,155

getur átt sér stað bæði skipulega og fyrir slysi. Flutningur tegunda af ásetningu hefur t.d. verið vegna notkunar í landbúnaði, til ræktunar og gældýrahalds, vegna tilrauna til að auðga lífríkið og til að nota sem líffræðilegar varnir gegn plágum. Mikill hluti tegunda hefur þó flust milli svæða óviljandi með vörum, kjölfestuvatni skipa og á annan hátt með ferðum manna.^{25–27}

Lengst af voru skilgreiningar á framandi og upprunalegum tegundum nokkuð á reiki. Í sumum tilfellum hafa menn miðað við að tegundir séu upprunalegar á svæði ef þær voru þar fyrir ákveðin tímamörk. Í því sambandi hefur t.d. verið miðað við lok síðasta jökulskeiðs,^{28,29} upphaf nýsteinaldar fyrir 7–8.000 árum³⁰ eða upphaf nýlenduvæðingar Evrópumanna.³¹ Schwartz³² hefur hins vegar bent á vandamál sem fylgja slíkum viðmiðum og nú tekur yfirgnæfandi meirihluti skilgreininga mið af þætti manna við dreifingu tegunda.³³ Það hefur því orðið ofan á að miða við hvort menn hafi haft áhrif á útbreiðslu tegundarinnar, óháð tímasetningu. Tegund er þannig skilgreind sem upprunaleg á tilteknu svæði ef hún hefur þróast þar eða komist þangað eftir náttúrulegum leiðum en framandi ef hún finnst á viðkomandi svæði fyrir tilstilli mannsins (viljandi eða

óviljandi), óháð því hvenær hún var flutt þangað.³³

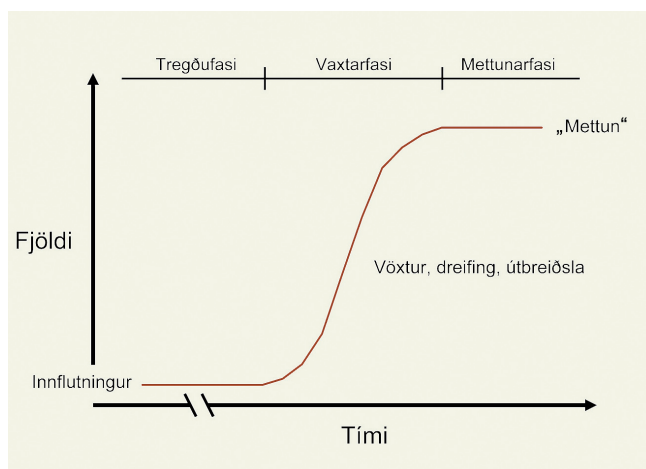
Innfluttar tegundir ná stundum fótfestu í náttúrunni og mynda þar lífvænlega stofna. Þær verða þó alls ekki allar ágengar (sjá nánar síðar). Í bandarískri löggjöf (Executive Order 13112) er ágeng lífvera „framandi lífvera sem veldur eða er líkleg til að valda efnahagslegu eða umhverfislegu tjóni eða er skaðleg heilsufari manna“.³⁴ Þar sem oft getur verið erfitt að meta hvort lífvera valdi eða muni valda tjóni vilja sumir nota annars konar skilgreiningu og miða við útbreiðsluhegðun tegundarinnar óháð tjóni, þ.e. að ágeng tegund sé framandi lífvera í viðkomandi vistkerfi sem sýni mjög hraða útbreiðsluaukningu.¹⁵

Ágengar tegundir eiga það sameiginlegt að stofnar þeirra ganga í gegnum þrjú skeið þegar þær nema ný svæði (1. mynd). Skeiðin eru mislöng eftir líffræði tegundarinnar og umhverfisaðstæðum:¹⁴

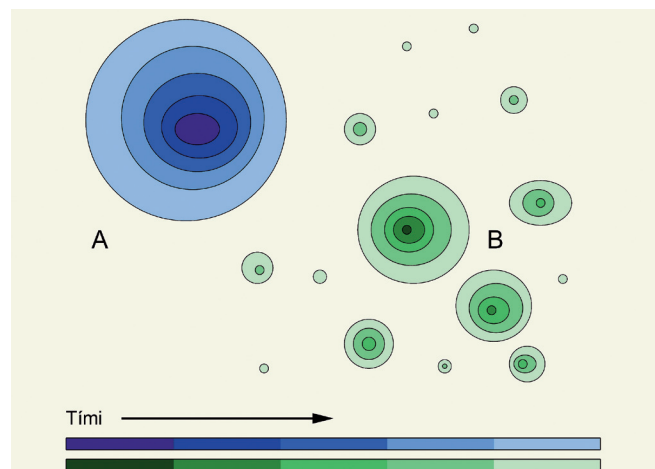
Tregðufasi. Fyrsta skeiðið felur í sér innflutning og bólfestu, þar sem tegundin fetar sín fyrstu skref í nýjum heimkynnum. Hún finnst þá í litlum mæli eða mjög staðbundin. Margir stofnar deyja aftur út á þessu skeiði vegna *allee*-áhrifa, þ.e. þátta sem hamlar stofnvexti í litlum stofnum.^{35,36,37} Þar geta vegið þungt erfiðleikar tengdir æxlun, svo sem að finna maka,^{38,39,40} takmarkað

framboð frjókorna,⁴¹ skortur á hjálpardýrum hjá tegundum sem mynda tímgunarhópa (e. *cooperative breeding groups*)⁴² eða áhrif skyldleikaæxlunar.^{43,44} Auk þess eru litlir stofnar oft viðkvæmari fyrir afráni,⁴⁵ fæðuöflun getur verið erfiðari⁴⁶ og líkleggra er að stofninn deyi út vegna tilviljana, t.d. tímabundinna breytinga á veðurfari eða umhverfi.⁴⁷ Þetta fyrsta skeið má kalla tregðufasa⁴⁸ og getur lengd þess verið mjög breytileg, allt frá því að vera nánast hverfandi upp í mörg hundruð ár.⁴⁹ Ýmislegt bendir til að tregðufasinn sé styttri í hitabeltinu en á kaldari svæðum,⁴⁹ en að jafnaði er tregðufasi hjá ágengum trjá- og runnakerndum plöntum um 150 ár í Þýskalandi⁴⁸ en rúm 50 ár á hitabeltissvæðum.⁵⁰ Meðan á tregðufasa stendur er ómögulegt að vita hvort viðkomandi tegund verði ágeng síðar, en ein af ástæðum vaxandi vandamála við ágengar tegundir á síðustu árum er að margar framandi tegundir sem ekki hafa sýnt ágengni áður eru nú að færast úr tregðufasa í vaxtarfasa.⁴⁹

Vaxtarfasi. Næsta skeið einkennist af miklum og örur stofnvexti, þ.e. bæði fjölgun einstaklinga og aukinni útbreiðslu.¹⁴ Breytingar á vistfræðilegum, erfðafræðilegum eða ólífrænum þáttum geta valdið því að tegund færirist skyndilega yfir í vaxtarfasa.⁵¹ Innri og ytri líffræðilegir þættir sem hafa áhrif á



1. mynd. Mismunandi skeið í stofnhegðun ágengrar tegundar eftir landnám á nýju svæði. – The different post-introduction phases in population growth characterizing invasive species.¹⁴



2. mynd. Útbreiðsluaukning ágengrar tegundar getur t.d. verið A) samfelld eða B) í stökkum. – The spread of invasive species can be e.g. A) continuous or B) by jump dispersal.^{23,49}

dreifingargetu tegundarinnar sem og umsvif manna, t.d. hversu mikið og hvernig tegundinni er dreift, geta haft mikið að segja um hraða og gerð útbreiðsluaukningarinnar, m.a. hvort hún verði samfelld eða í stökkum (2. mynd).^{23,49}

Mettunarfasi. Síðasta skeiðið ein-kennist af einhvers konar „mettun“ þar sem tegundin hefur náð hámarksþéttleika og -útbreiðslu miðað við óbreyttar umhverfisaðstæður.¹⁴

Ágengar tegundir eiga það sameiginlegt að mjög erfitt eða ómögulegt getur verið að uppræta þær þegar þær á annað borð eru orðnar algengar. Þess vegna er ákaflega mikilvægt að grípa til aðgerða til að hefta útbreiðslu þeirra áður en þær verða útbreiddar, þ.e. að reyna útrýmingu eða takmörkun útbreiðslu á fyrstu stigum landnáms. Fyrirbyggjandi eða snemmbúnar aðgerðir gegn ágengum tegundum spara þannig umtalsverðar fjárhæðir sem ella færu í stórtækari aðgerðir á seinni stigum. Snemmbúnar aðgerðir eru enn fremur mun líklegri til árangurs.^{52,53,54}

AFLEIÐINGAR

Vistfræðileg áhrif ágengrar tegundar fara eftir víxlverkun hennar við þær tegundir og aðstæður sem fyrir eru. Þau geta verið margvísleg og valdið breytingum á öllum stigum lífkerfa. Þannig getur tiltekin ágeng tegund a) orsakað rýrnun líffræðilegrar fjölbreytni, hvort sem litið er til erfða, stofna eða tegunda, með staðbundnum eða algjörum

útdauða einnar eða fleiri tegunda eða stofna, eða fækkun einstaklinga í þeim,⁵⁵ b) valdið uppstokkun í erfðasamsetningu⁵⁶ eða tegundasamsetningu⁵⁷ eða c) breytt undirstöðupáttum vistkerfis þannig að allt annað vistkerfi komi í stað þess sem fyrir var.⁵⁸ Framangreint getur gerst vegna áhrifa á efna- eða vatnsbúskap jarðvegs, truflunar á næringarflæði í fæðukeðjum, afráns, samkeppni, truflunar á samhjálpferlum, sjúkdómsáhrifa, kynblöndunar eða óbeinna áhrifa einhverra þessara þátta.⁵⁸⁻⁶⁸

Manngert umhverfi getur einnig orðið fyrir neikvæðum áhrifum ágengrar tegundar, t.d. vegna tjóns á nytjategundum¹⁰ eða mannvirkjum,^{69,70} auk þess sem ágeng tegund getur í sumum tilvikum haft heilsuspillandi áhrif á menn.^{71,72}

Framangreindir þættir geta valdið gríðarlegu fjárhagstjóni, ýmist beint eða óbeint vegna aðgerða sem grípa þarf til.⁷³⁻⁷⁶ Mörg dæmi eru um samfélög fólks sem misst hafa lífsviðurværi sitt vegna tjóns af völdum ágengra tegunda.^{10,75,77,78} Áætlað hefur verið að árlegt fjárhagslegt tjón vegna ágengra framandi tegunda í völdum löndum nemi a.m.k. um 5% af vergri heimsframleiðslu.⁷⁵ Til samanburðar lögðu ríki OECD að jafnaði um 5,7% af vergri landsframleiðslu til menntamála árið 2006, Ísland þeirra mest, 8,0%.⁷⁹ Ljóst er að raunverulegt fjárhagslegt tjón vegna ágengra framandi tegunda er mun meira ef tekið er tillit til þeirra landa og áhrifa sem enn hafa ekki verið metin,

þar með talið truflana á þjónustu vistkerfa.^{1,8,55,80}

Áhrif nílaborra (*Lates niloticus*) í Viktoríuvatni, brúns trjásnáks (*Boiga irregularis*) á eyjunni Guam, vatnagoða (einnig nefndur vatnahýsinta, *Eichhornia crassipes*) um allan heim og pokarækju (*Mysis relicta*) í Montana eru dæmi um ófyrirsjáanlegar afleiðingar ágengra tegunda.

Nílaborra (3. mynd) var upphaflega sleppt í Viktoríuvatn, Afríku, árið 1954 í tilraun til að vega upp á móti mikilli fækkun í fiskistofnum vatnsins vegna ofveiði. Síðan þá hefur hann átt þátt í útdauða meira en 200 einlendra (e. *endemic*) fiskitegunda í vatninu vegna afráns og samkeppni. Vegna þess hve hold hans er feitt jókst notkun eldiviðar til að þurrka fiskinn, sem aftur leiddi til skógeyðingar í kringum vatnið með tilheyrandi jarðvegsrofi. Vegna jarðvegsrofsins flæddu næringarefni úr jarðvegi í auknum mæli út í vatnið og leiddu til ofauðgunar þess. Í kjölfarið réðust ágengar þörungagöng og plöntutegundir, m.a. vatnagoði, inn í vatnið og ollu útdauða fleiri fiskitegunda.^{78,81,82,83,84}

Brúnn trjásnákur (4. mynd) barst til Guam í vestanverðu Kyrrahafi fyrir slysi, sennilega með herflugvél í kringum 1950. Tveim áratugum síðar hafði hann dreifst um alla eyjuna. Hann hefur valdið útrýmingu 13 af 22 upprunalegum fuglategundum og gríðarlegri fækkun í nær öllum öðrum fuglastofnum eyjunnar og auk þess útrýmt nokkrum tegundum leðurblakna og eðla. Eyjan hefur þannig misst fjölda



3. mynd. Nílaborri (*Lates niloticus*) úr Viktoríuvatni í Afríku. – The Nile Perch (*Lates niloticus*) in Lake Victoria, Africa. Ljósmynd. Photo: Jens Bursell, GISD.



4. mynd. Ungur, brúnn trjásnákur (*Boiga irregularis*) á Guam. – A young brown tree snake (*Boiga irregularis*) in Guam. Ljósmynd. Photo: Gordon H. Rodda, U.S. Fish and Wildlife Service.



5. mynd. Vatnagoði (*Eichhornia crassipes*) þekur yfirborð þverár Salt Slough í Kaliforníu. – Water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) covers the surface of a tributary of Salt Slough, California. Ljósmyndar: Colin Wilson, GISD (vinstri/left) & Adam Morrillby, California Invasive Plant Council (hægri/right).

hryggdýra sem m.a. voru skordýra-ætur. Það hefur valdið breytingu í skordýrasamsetningu og skortur er nú á frjó- og fræberum (bæði hryggdýrum og hryggleysingjum), sem hefur haft áhrif á gróðursamsetningu. Slangan veldur auk þess tjóni á rafmagnskerfi eyjunnar, hús- og gæludýrum og getur verið hættuleg mönnum.^{14,70,78}

Vatnagoði (5. mynd) þykir fallegur og hefur verið vinsæl skrautplanta í tjörnum. Hann er upprunninn í Suður-Ameríku en finnst nú í yfir 50 löndum í fimm heimsálfum og er talinn ein versta ágenga vatnaplantna heims. Hann getur tvöfaldað stofn sinn á 12 dögum og myndar þetta gróðurhulu á yfirborði stöðuvatna. Þar með hindrar hann aðgang sólarljóss og súrefnis og getur þannig valdið marktækum breytingum á lífríki og fjölbreytni viðkomandi vatns. Nákvæmlega hver breytingin verður á hverjum stað fer eftir aðstæðum. Vatnagoði stíflar vatnsfarveg og torveldar því veiði og siglingar.^{78,85}

Pokarækja (6. mynd) var flutt inn í Flathead River-Lake vatnakerfið í Montana, Bandaríkjunum, um 1970 vegna tilraunar til að stækka stofn rauðlaxins (*Oncorhynchus nerka*), sem var vinsæl sportveiðitegund. Rækjan, sem átti að verða fæða fyrir laxinn, veitti vatnaflóm (cladocera) og krabbaflóm (copepoda) vatnakerfisins harða samkeppni svo að stofnar þeirra hrundu á örfáum

árum. Flærnar höfðu verið laxinum mikilvæg fæðulind og þar sem hann virtist ekki éta pokarækjuna hrundi laxastofninn um 1986. Laxinn hafði verið mikilvæg fæðuuppstretta fyrir marga fugla og spendýr og í kjölfar hrunsins sást staðbundin eða árstíðabundin fækkun skallaarna (*Haliaeetus leucocephalus*) (úr nokkrum hundruðum í 25) og einnig fækkaði í stofnum sjö annarra fugla- tegunda og fimm spendýrategunda. Svæðið hafði verið vinsæll ferðamannastaður vegna auðugs dýralífs en ferðamönnum fækkaði úr 46.500 árið 1983 niður fyrir 1.000 árið 1989.^{77,86,87}

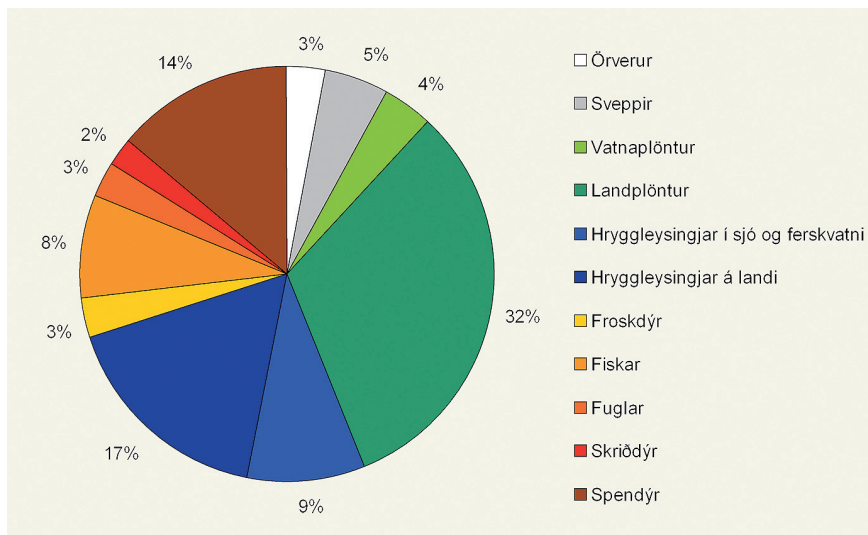
Dæmin sem hér hafa verið nefnd eru einungis brot af þeim hundruðum dæma^{sbr.} ⁷⁸ sem hægt væri að taka, en sýna vel hvernig áhrifin geta virkað bæði upp á við (e. *bottom-up*) og niður á við (e. *top-*



6. mynd. Pokarækja (*Mysis relicta*). – Oposum shrimp (*Mysis relicta*). Ljósmyndin fengin af Wikipedia / Photo from Wikipedia.

down) í fæðukeðjum og tengslasamböndum lífvera.

Meðal annars vegna þeirra vistfræðilegu áhrifa sem framandi tegundir geta haft, hvort sem þær verða ágengar eða ekki, getur tilvist þeirra einnig haft margvíslegar þróunarfræðilegar afleiðingar.^{13,17,18,64,67,88} Framandi tegund í tilteknu vistkerfi getur: a) Leitt til taps á erfðabreytileika vegna þess að einstaklingum fækkar eða tegundir eða stofnar deyja út. b) Sett nýja valkrafta á þær tegundir sem fyrir eru. Skýrt dæmi um þetta finnst í Ástralíu þar sem framandi körtutegund (*Bufo marinus*) virðist hafa valdið stækkun á gapstærð snáka sem éta froskana.^{89,90} c) Upplifað nýja valkrafta á sjálfa sig vegna samspils við tegundir og umhverfi sem hún hefur ekki kynnst áður og jafnframt losnað við aðra valkrafta sem á henni voru í upprunalegum heimkynnum. d) Orðið fyrir landnemaáhrifum⁹¹ við það að fáir einstaklingar úr upprunalega stofninum voru fluttir til nýrra heimkynna. Lítil erfðabreytileiki eða óvenjuleg samsetning gena-samsæta gæti þannig einkennt nýja stofninn í samanburði við hinn upprunalega. e) Valdið erfðaþrengingu (e. *genetic bottleneck*) í öðrum tegundum eða stofnum vegna tímabundinnar fækkunar í þeim. f) Myndað nýja stofna eða tegundir með kynblöndun sem annars hefðu verið mjög ólíkleg, ýmist með öðrum stofni sömu tegundar sem fluttur hefur verið á sama stað, með annarri framandi tegund, með upprunalegri tegund eða þá að tilvist hennar veldur kynblöndun tveggja upprunalegra tegunda. Marktak breyting getur orðið á erfðum framandi tegundar á nýjum stað á nokkrum árum eða áratugum vegna aðlögunar⁹², en þúsundir eða milljónir ára tekur þó að mynda nýjar tegundir.⁹³ Því er ljóst að heildartap á tegundum og erfðabreytileika vegna ágengra tegunda er meira en sú mögulega aukning sem gæti orðið.⁶⁴



7. mynd. Skipting 100 verstu ágengu tegunda heims í hópa lífvera. Við val á tegundum var m.a. litið til áhrifa þeirra á líffræðilega fjölbreytni eða líf manna. Þá var einungis valin að hámarki ein tegund úr hverri ættkvísl. – Division of 100 of the world's worst invasive alien species into major groups of organisms. Species were selected with regard to their impact on biological diversity and human activities. Only one species from each genus was selected.⁷⁸

HVAÐA TEGUNDIR VERÐA ÁGENGAR?

Áætlað er að nú megi finna a.m.k. 100–550 þúsund tegundir á heimsvísu sem lifa utan náttúrulegra heimkynna sinna.⁸ Reynslan hefur sýnt að einungis lítill hluti framandi tegunda verður ágengur en ágengar tegundir má þó finna innan allra hópa lífvera.⁹⁴ Í samantekt alþjóðlegs sérfræðingahóps um 100 verstu ágengu tegundir á heimsvísu⁷⁸ voru þurrlandisplöntur langflestar (32%), en á eftir þeim komu þurrlandishryggleysingjar (17%) og spendýr (14%) (7. mynd). Ef litið er til vísindagreina um ágengar tegundir sem birtust á árunum 1981–2003, fjölluðu 50,8% þeirra um ágengar plöntur og 29,5% um ágeng dýr.¹⁹

Erfitt getur verið að spá fyrir um afdrif tegunda sem fluttar eru á ný svæði. Hins vegar hafa dæmin sýnt að svo virðist sem u.þ.b. tíunda hver tegund (5–20%), sem sleppur út í náttúruna á nýju svæði nái að lifa þar af og mynda lífvænlegan stofn og u.þ.b. tíundi hver (5–20%) þessara lífvænlegu stofna verði ágengur. Þetta hefur stundum verið nefnt 10% reglan.^{14,95,96} Margar undantekningar eru þó á henni^{14,97} og virð-

ast hryggdýr, sérstaklega spendýr, vera mun líklegri en aðrir hópar lífvera til að verða ágeng, jafnvel allt að 50%.^{98,99} Þá hefur verið bent á að 10% reglan gæti verið afleiða af tregðufasanum og að raunverulegt hlutfall verði mun hærra eftir því sem tíminn líður og tegundir færast úr honum yfir í vaxtarfasann.⁹⁷

Vegna neikvæðra afleiðinga ágengra tegunda og þeirrar staðreyndar að einungis hluti framandi tegunda verður ágengur, hafa margar rannsóknir reynt að varpa ljósi á það hvort hægt sé að finna ákveðin sameiginleg einkenni ágengra tegunda^{56,100–106} en slíkar upplýsingar geta komið að gagni við gerð áhættumats.

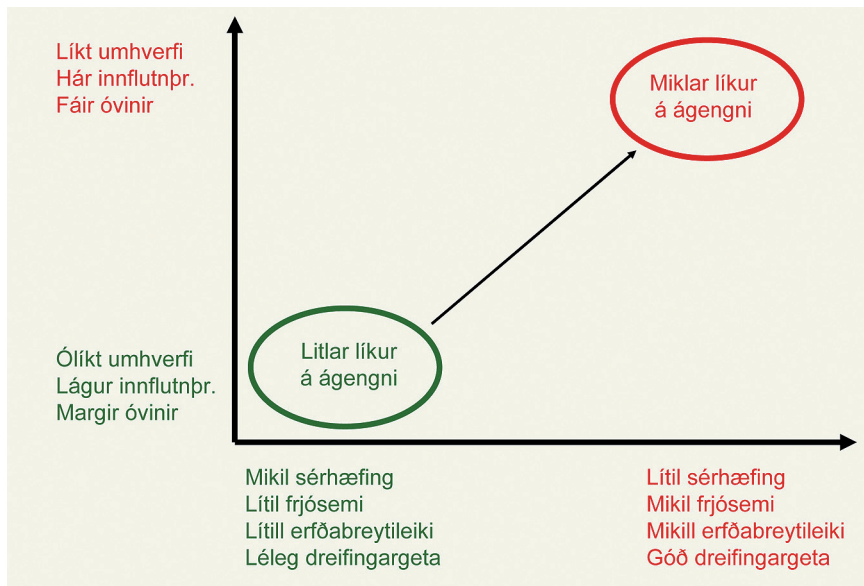
Komið hefur í ljós að það hvort tegund lifi af í nýju umhverfi og verði ágeng ræðst af flóknu samspili umhverfis (bæði lífrænna og ólífrænna þátta) og innri þátta lífverunnar, sem og því hvernig innflutningi og dreifingu tegundarinnar á nýjum stað er háttað (8. mynd).^{12,14,37,107,108} Ef litið er til allra hópa lífvera í einu virðast helstu atriði sem hafa forspárgildi um hvort tegund verði ágeng vera: a) loftslagi eða búsvæði á nýjum stað svipar til þess sem finna má

í heimkynnum tegundarinnar, b) tegundin er ágeng annars staðar og c) innflutningsþrýstingur er mikill.^{103,109,110,111} Önnur atriði geta einnig vegið þungt og má þá helst nefna skort á óvinum á nýja svæðinu,^{112–116} hversu sérhæfð framandi lífveran og innlendar lífverur eru,^{17,66,101,109,110} dreifingargeta lífverunnar²³ og frjósemi hennar.¹⁰⁰ Þegar aðeins er litið til plantna virðast eftirfarandi þættir skipta mestu máli, og þá hlutfallslega miðað við þær plöntutegundir sem fyrir eru á viðkomandi stað: Meiri hæð, meiri vaxtarhraði, hærri frjósemi, betri nýting á vatni, köfnunarefni eða fosfór, meira beitarþol, meiri dreifingargeta, blómgunartími hefst fyrr eða stendur lengur, meiri ljóstillíf-unargeta, meiri laufþekja, fræ spíra fyrr eða við fjölbreyttari aðstæður og betri lifun kímplantna.¹⁰⁰

ERU SUM VISTKERFI LÍKLEGRI EN ÖNNUR TIL AÐ VERÐA FYRIR INNRÁS?

Reynslan hefur sýnt að öll vistkerfi geta orðið fyrir innrás ágengrar tegundar.^{14,49} Hins vegar virðast sum svæði hafa orðið verr úti en önnur. Eyjar hýsa oft fleiri ágengar tegundir en meginlönd, tempruð svæði fleiri en hitabeltið, votlend svæði fleiri en þurrland og nýi heimurinn fleiri en sá gamli.⁴⁹

Settar hafa verið fram tilgátur um að tegundasnaud vistkerfi veiti litla mótstöðu gegn innrásartegundum. Tegundarík vistkerfi ættu þá að veita meira viðnám og verða síður fyrir innrás.¹¹⁷ Komið hefur í ljós að sú virðist almennt ekki vera raunin nema skoðuð séu mjög lítil svæði, þ.e. minni en 10 fermetrar¹¹⁸ eða við tilraunaaðstæður.¹¹⁹ Tilhneigingin virðist aftur á móti vera þveröfug, þ.e. að jákvætt samband sé almennt að finna á milli fjölda upprunalegra og framandi tegunda á tilteknu svæði. Hefur þetta verið skýrt með því að svæði sem eru tegundarík séu það vegna hagstæðra umhverfisskilyrða, svo sem með tilliti til hitastigs, framboðs vatns og næringarefna, sem jafnframt eru



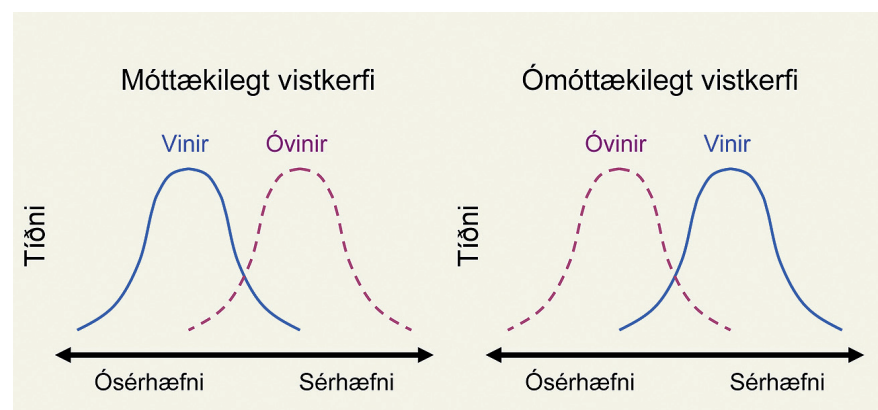
8. mynd. Flókið samspil ytri (y-ás) og innri (x-ás) þátta framandi tegundar í nýjum heimkynnum hefur áhrif á ágengni hennar. – A complex interaction of outer and inner factors influence the invasiveness of alien species. Sameinað úr 14,23,101,105,112,114,118,156–159

þá hagstæð fyrir margar framandi tegundir.^{14,15,49,97,107,109,118,120}

Þótt tegundafjöldi einn og sér virðist ekki vera beinn áhrifavaldur um hvort vistkerfi sé móttækilegt fyrir innrás, gæti gerð og samsetning samfélags hins vegar haft mikið um það að segja hvort framandi tegund nær fótfestu. Þannig getur tilvist tegunda sem greiða fyrir afkomu framandi tegundar, svokallaðar hjálpartegundir (e. *facilitators*) á borð við rótarsveppi og frjó- og fræbera, skipt miklu máli fyrir afdrif hennar.^{107,121} Hugsanlega eru vistkerfi sem innihalda sérhæfða afræningja og sjúkdómavalda (sem leggjast því ekki á hina nýju tegund) en jafnframt ósérhæfðar hjálpartegundir móttækilegri fyrir innrás. Aftur á móti væru vistkerfi með ósérhæfða afræningja og sjúkdómavalda en sérhæfðar hjálpartegundir síður móttækileg (9. mynd).^{15,17,122}

Líklegasta skýringin á því að fleiri framandi tegundir eru á sumum svæðum en öðrum virðist vera aukinn innflutningsþrýstingur, þ.e. fleiri tegundir hafa verið fluttar þangað beint eða óbeint vegna athafna og umferðar manna um svæðið.^{14,49,109,118} Þessu til stuðnings hefur t.d. verið bent á að þótt eyjar þeki aðeins 3% íslausra þurrlandis-svæða¹²³ hafa um 70% af innflutn-

ingi fugla verið til eyja. Þegar tillit hefur verið tekið til þess er enginn munur á eyjum og meginlöndum hvað varðar móttækileika þeirra.¹⁰⁹ Þá er fjöldi framandi tegunda á verndarsvæðum í réttu hlutfalli við fjölda gesta¹²⁴ og röskun.¹²⁵ Fleiri dæmi eru um að fjöldi framandi tegunda sé í réttu hlutfalli við röskun svæðis frekar en gerð vistkerfisins¹²⁶, en erfitt er að greina hvort örsökin sé röskunin sjálf eða meiri innflutningur framandi tegunda vegna þeirrar auknu umferðar



9. mynd. Vistkerfi kunna að vera misjafnlega móttækileg fyrir innrás ágengra tegunda eftir því hversu mikil sérhæfing er hjá hjálpartegundum (vinum) annars vegar og afræningjum eða sjúkdómsvöldum (óvinum) hins vegar. Mjög sérhæfðar hjálpartegundir eru ólíklegar til að hjálpa nýrri framandi tegund og sérhæfðir afræningjar eða sjúkdómsvaldar ólíklegir til að leggjast á hana. – The invasibility of individual ecosystems may depend on different degrees of specialization of facilitators and mutualists vs. predators and pathogens. Very specialized facilitators are unlikely to assist a new alien species, and specialized predators are unlikely to prey on it.^{15,17,122}

manna sem var um svæðið við eða eftir röskunina.^{14,107,127}

Sennilega er óraunhæft að skilja að einkenni ágengrar tegundar og einkenni vistkerfa þegar leitað er skýringa á eða reynt að spá fyrir um tilvist framandi eða ágengra tegunda í náttúrulegum vistkerfum. Hvert tilfelli er einstakt¹²⁸ og ræðst framtíð hinnar framandi tegundar alltaf af flóknu samspili margra þátta tegundarinnar, vistkerfisins og mannsins.^{15,103,129}

VIÐBRÖÐ

Þegar vart verður við ágenga tegund í náttúrunni er nauðsynlegt að grípa til skjótra aðgerða, svo sem útrýmingar eða stofnstærðarstjórnunar, til að bæði kostnaður við aðgerðir og tjón á lífríki verði sem minnst.^{52,54,94,130–134} Oft má útrýma tegundum fljótt og örugglega á fyrstu stigum útbreiðslu þeirra án þess að hafa mikla þekkingu á líf-fræði tegundarinnar. Sé beðið með aðgerðir glatast þetta tækifæri og líklegra að viðtæka þekkingu þurfi á stofninum til að aðgerðir skili árangri.¹³¹ Ef líkur eru á að tegund verði ágeng eiga ófullnægjandi upplýsingar ekki að koma í veg fyrir að gripið sé til aðgerða.¹³¹ Ef það er ekki gert tiltölulega fljótt er hættu á að neikvæð áhrif hinnar ágengu

tegundar á vistkerfið verði óafturkræf.⁹⁴

Mörg dæmi eru um vel heppnaðar útrýmingar- eða stofnstjórnunaraðgerðir, flest á eyjum eða afmörkuðum svæðum. Á Nýja-Sjálandi hefur útrýming heppnast í a.m.k. 156 tilvikum og á yfir 400 eyjum víða um heim.^{54,135} Upplýsingar um góðan árangur hafa oft ekki verið birtar eða eru í óaðgengilegum skýrslum og því vísindaheiminum ókunnar.^{130,131} Útrýmingaraðgerðir hafa oftast beinst að hryggdýrum á landi,⁵⁴ sérstaklega mismunandi tegundum af rottum og marðardýrum, sem og kanínum, köttum, geitum og svínum,¹³⁵ en einnig eru dæmi um aðgerðir gegn ferskvatnsfiskum,¹³⁶ hryggleysingjum á landi og í sjó^{137–140} og þörungum.¹⁴¹ Útrýming plantna hefur reynst hvað erfiðust viðfangs en hefur þó tekist ef tegundin hefur haft mjög takmarkaða útbreiðslu eða verið til staðar í litlum mæli.^{134,142} Einnig eru til dæmi um árangursríkar aðgerðir til að takmarka útbreiðslu plantna sem orðnar eru algengar þótt útrýming hafi ekki tekist. Árið 1960 þakti vatnagoði til að mynda um 51.000 hektara í Flórída en aðgerðir gegn honum skiluðu sér í samdrætti niður í 2.000 hektara fyrir síðustu aldamót.¹⁴³ Þá ber að hafa í huga að síðbúnar aðgerðir geta skilað árangri, þótt líkurnar minnki með tímanum og kostnaður verði örugglega hærri.¹³⁰

Góður árangur af aðgerðum til að útrýma ágengum tegundum er m.a. háður eftirfarandi þáttum: a) Vart verður við tegundina snemma og brugðist er skjótt við.^{54,130,144} b) Meðan á aðgerðum stendur er vaxtarhraði stofnsins neikvæður, enginn aðflutningur á sér stað og útrýmingaraðferðir ná til allra einstaklinga í stofninum.¹⁴⁴ c) Nægjanlegt fjármagn og vinnuafli er sett í verkefnið frá upphafi til loka.^{130,144} d) Einstaklingur eða stofnun hefur vald til að þvinga fram samvinnu, því útrýming er ekki framkvæmanleg ef einhverjir aðilar leyfa tegundinni að viðgangast á svæðum sem þeir ráða yfir.¹³⁰ e) Upplýsingar um veik-

leika viðkomandi tegundar eru fyrir hendi.¹³⁰ f) Verkefnisstjórar eru drífandi, bjartsýnir og þrautseigir, sérstaklega ef upp kemur tímabundið bakslag.¹³⁰ g) Vöktunarkerfi, sem þarf að geta numið tilvist tegundar við mjög lítinn þéttleika, er sett á fót eftir útrýmingu.^{54,144,145} h) Almenningur og ráðamenn eru velviljaðir verkefninu og hugsanlegur ágreiningur er leystur eftir fremsta megni.¹⁴⁴ Þá byggjast margar árangursríkar aðgerðir á ósérhæfðum búnaði og miklu vinnuafli. Í slíkum verkefnum hafa m.a. fangar, sjálfböðaliðar og skólabörn komið að verki.¹³¹

Þar sem flest lönd glíma við mikinn fjölda framandi og ágengra tegunda, þarf yfirleitt að forgangsraða aðgerðum gegn þeim. Sett hafa verið fram matskerfi til að auðvelda slíka ákvarðanatöku hvað varðar plöntur,¹¹¹ sjávarlífverur¹⁴⁶ og spendýr,¹¹⁰ en þau má auðveldlega yfirfæra á aðrar lífverur. Kerfin taka flest tillit til umhverfislegs og fjárhagslegs tjóns en sum einnig til þess á hvaða stigum stofnvaxtar og dreifingar tegundin er, hversu líkleg hún sé til að dreifa sér frekar og hversu erfitt sé að stemma stigu við henni. Þar sem hegðun tiltekinnar framandi tegundar á öðrum svæðum hefur hvað besta forspárgildið um hvort tegund verði ágeng^{12,14,37,107,108} hafa verið byggðir upp opnir, alþjóðlegir gagnagrunnar, t.d. GISD (www.invasivespecies.net), DAISIE (www.europe-aliens.org), og NOBANIS (www.nobanis.org), sem auðvelda fólki að bera saman bækur sínar. Þrátt fyrir þetta getur verið erfitt að ákveða hvaða tegundum skuli ráðast gegn, sérstaklega þar sem þær sýna ekki endilega sama útbreiðslumynstrið á milli svæða, auk þess sem vistfræðileg og fjárhagsleg áhrif þurfa ekki endilega að fylgjast að.^{14,76} Mikilvægt getur verið að hafa þekkingu á náttúrulegu grunnástandi, bæði á upprunasvæði ágengu tegundarinnar og þeim svæðum sem hún er að breiðast um, til að auðvelda ákvarðanatöku um stjórn hennar.¹¹²

Í samfélagi okkar er viðhorfið „saklaus uns sekt er sönnuð“ nokkuð ráðandi. Framandi tegundir verður hins vegar að nálgast með varúðarreglunni, þ.e. „sekar uns sakleysi er sannað“.¹⁴⁷ Reglan var upphaflega sett fram í ráðherraýfirlýsingu annarrar alþjóðlegu ráðstefnunnar um verndun Norðursjávar árið 1987. Hún er nú hluti af mörgum alþjóðlegum verkefnum og samningum, svo sem Dagskrá 21, verklagsreglum Evrópusambandsins (EU Guidelines) og Samningnum um líffræðilega fjölbreytni.¹⁴⁸ Varúðarreglan felur m.a. í sér: a) Viðbrögð þótt vísindalega réttlætingu skorti. b) Náttúrunni er leyft að njóta vafans og gert ráð fyrir fáfræði manna. c) Sanna þarf sakleysi, ekki sekt. d) Umhyggja er borin fyrir komandi kynslóðum.¹⁴⁹ Örugustu og ódýrustu viðbrögðin gegn ágengum tegundum eru þau sem fyrirbyggja innflæði framandi tegunda og ekki ætti að leyfa innflutning neinnar tegundar nema hún hafi farið í gegnum ítarlegt áhættumat.^{53,130,131,148,150}

LOKAORÐ

Varla er hægt að fjalla um framandi ágengar tegundir án þess að minnst á að maðurinn hefði sennilega aldrei náð eins mikilli útbreiðslu og raun ber vitni nema fyrir tilstilli þeirra dýra og plantna sem hann hefur flutt með sér í tímans rás. Einhver gæti því litið svo á að jákvæð áhrif framandi tegunda gætu vegið upp neikvæð áhrif þeirra tegunda sem verða ágengar. Hins vegar er sá fjöldi framandi tegunda sem maðurinn hefur raunverulegt gagn af aðeins örlítill hluti framandi tegunda.⁸ Auk þess er ljóst að mikil fólksfjölgun hefur valdið gríðarlegu álagi á vistkerfi jarðar og má því efast um að hún sé af hinu góða.¹⁵¹

Ef einungis er litið til fjölda tegunda á tilteknu svæði, getur innflutningur nýrrar tegundar í mörgum tilfellum aukið tegundafjölbreytni svæðisins¹⁷ og hefur það stundum valdið ákveðnum misskilningi hjá almenningi. Í því sambandi er mikilvægt að hugsa

um jörðina sem heild og stuðla að varðveislu sem flestra tegunda og stofna á heimsvísu. Það eru léleg skipti að auka tegundafjölbreytni svæðis með tegundum sem eru algengar á heimsvísu á kostnað tegunda sem eru sjaldgæfar eða gætu orðið sjaldgæfar í nánustu framtíð, en slíkt getur leitt til hnattrænnar einsleitni.^{1,68} Þá er fátt sem bendir til þess að heildarfjöldi einstaklinga aukist þótt tegundir bætist við á ákveðnu svæði.¹¹⁸

Viðbúið er að ágengum tegundum fjölgi á heimsvísu, jafnvel þótt strax yrði hætt að flytja til tegundir. Margar framandi tegundir sem þegar má finna í náttúrulegum vistkerfum eiga sennilega eftir að færast úr tregðufasa yfir í vaxtarfasa og verða ágengar.^{1,49} Auk þess geta loftslagsbreytingar haft ófyrirséðar afleiðingar fyrir framandi tegundir¹⁵² en viðbúið er að áhrif þeirra gætu orðið meiri, sérstaklega á norðurslóðum¹⁵³ og háfjallasvæðum.¹⁵⁴ Með sífellt auknum samgöngum er einnig hætt á að nýjar tegundir flytjist milli svæða, þótt reynt verði að hamla gegn því.²⁴ Því

er mikilvægt að vísindasamfélagið, stjórnvöld og almenningur geri sér grein fyrir vandamálinu svo unnt sé að grípa til aðgerða með skjótum og öruggum hætti.

Hér hefur ekki verið fjallað sérstaklega um stöðu framandi, ágengra tegunda á Íslandi en það er umfjöllunarefni greinar sem birtist í næsta hefti Náttúrufræðingsins.

SUMMARY

Ecosystems in peril, part one: A review on alien, invasive species

Biodiversity is fundamental to ecosystem services, the lifeblood of evolution, and provides valuable resources necessary for human well-being. Due to the direct and indirect consequences of human activities, the present rate of species extinction is 100–10,000 times greater than what can be considered natural. One of the main drivers of species extinction is the presence of alien invasive species in natural ecosystems. Humans have imported species into new areas to a growing extent, and at least 100–550 thousand alien species are now found worldwide. Some of them have a con-

siderable negative impact on ecosystems and natural processes, in agriculture as well as on the infrastructure of human society. The economic damage associated with invasive alien species amounts to more than 5% of the world GNP. It is difficult to predict which alien species become invasive, but factors that add to the likelihood involve propagule pressure, climate matching and level of species specialization. One of the most important factors to observe when trying to predict the possible invasiveness of a new alien species is its invasiveness in similar surroundings elsewhere. To facilitate information flow on this subject, vast international open databanks on invasive species have been developed. When an invasive species has been detected, immediate reaction, such as population control or eradication, is very important. There are many examples of successful eradication programs, but measures have to be taken to fulfil all necessary requirements in order for such programs to succeed. The number of invasive species worldwide is expected to grow. Governmental, public and scientific awareness of the problem is therefore imperative.

ÞAKKIR

Ég hef átt skemmtilegar samræður um ágengar tegundir við Róbert A. Stefánsson undanfarnin ár og fyrir það fær hann innilegar þakkir. Sömu leiðis þakka ég honum, Páli Hersteinssyni, Sigurði H. Magnússyni og ónefndum yfirlesara fyrir gagnlegar athugasemdir við handrit greinarinnar. Sigurði H. Magnússyni og Stykkishólmsbæ er þakkað sérstaklega fyrir hvatningu til að sinna málefnum framandi ágengra tegunda. Global Invasive Species Database (GISD), U.S. Fish and Wildlife Service og California Invasive Plant Council er þakkað fyrir afnot af ljósmyndum.

HEIMILDIR

- Duraiappah, A.K., Naeem, S., Agardy, T., Ash, N.J., Cooper, H.D., Díaz, S., Faith, D.P., Mace, G., McNeely, J.A., Mooney, H.A., Oteng-Yeboah, A.A., Pereira, H.M., Polasky, S., Prip, C., Reid, W.V., Samper, C., Schei, P.J., Scholes, R., Schutysen, F., Jaarsveld, A.v., Sarukhán, J. & Whyte, A. 2005. Millenium Ecosystem Assessment 2005. Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis. World Resources Institute, Washington DC.
- Sanders, N.J. 2010. Population-level traits that affect, and do not affect, invasion success. *Molecular Ecology* 19: 1079–1081.
- Levin, P. & Levin, D. 2002. The real biodiversity crisis. *American Scientist* 90: 6–8.
- Barbault, R. & Sastrapradja, S. 1995. Generation, maintenance and loss of biodiversity. Bls. 193–274 *í*: Global Biodiversity Assessment (ritstj. Heywood, V.H.). Cambridge University Press, Cambridge.
- IUCN. 2009. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2009. 2.
- Sax, D.F. & Gaines, S.D. 2008. Species invasions and extinction: The future of native biodiversity on islands. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 105: 11490–11497.
- Primack, R.B. 2006. *Essentials of Conservation Biology* Sinauer Associates Inc. 530 bls.
- Nentwig, W. 2008. Biological invasions: why it matters. Bls. 1–6 *í*: *Biological Invasions* (ritstj. Nentwig, W.). Springer, Berlin.
- Eisma, D. 2001. Preface. Bls. 6–7 *í*: *Invasive Plants and Animals: Is there a way out?* (ritstj. Bergmans, W. & Blom, E.). The Netherlands Committee for IUCN, Amsterdam.
- Pimentel, D., Zuniga, R. & Morrison, D. 2005. Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecological Economics* 52: 273–288.
- McGeoch, M.A., Butchart, S.H.M., Spear, D., Marais, E., Kleynhans, E.J., Symes, A., Chanson, J. & Hoffmann, M. 2010. Global indicators of biological invasion: species numbers, biodiversity impact and policy responses. *Diversity and Distributions* 16: 95–108.
- Nentwig, W. (ritstj.) 2008. *Biological Invasions*. Vol. 193. Springer. 441 bls.
- Sax, D.F., Stachowicz, J.J. & Gaines, S.D. (ritstj.) 2005. *Species Invasions. Insights into Ecology, Evolution, and Biogeography*. Sinauer Associates, Inc. 496 bls.
- Williamson, M. 1996. *Biological Invasions*. Chapman & Hall, London. 244 bls.
- Davis, M.A. 2009. *Invasion Biology*. Oxford University Press, Oxford. 244 bls.
- Lockwood, J.L., Hoopes, M.F. & Marchetti, M.P. 2007. *Invasion Ecology*. Blackwell Publishing, Oxford. 304 bls.
- Sax, D.F., Stachowicz, J.J., Brown, J.H., Bruno, J.F., Kleynhans, E.J., Symes, A., Chanson, J. & Hoffmann, M. 2007. Ecological and evolutionary insights from species invasions. *Trends in Ecology & Evolution* 22: 465–471.
- Levin, D.A. 2003. Ecological speciation: Lessons from invasive species. *Systematic Botany* 28: 643–650.
- Pysek, P., Richardson, D.M. & Jarosik, V. 2006. Who cites who in the invasion zoo: insights from an analysis of the most highly cited papers in invasion ecology. *Preslia* 78: 437–468.
- Burg, T.M., Lomax, J., Almond, R., Brooke, M.D. & Amos, W. 2003. Unravelling dispersal patterns in an expanding population of a highly mobile seabird, the northern fulmar (*Fulmarus glacialis*). *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences* 270: 979–984.
- Monge-Najera, J. 2008. Ecological biogeography: A review with emphasis on conservation and the neutral model. *Gayana* 72: 102–112.
- Cox, C.B. & Moore, P.D. 2005. *Biogeography: An Ecological and Evolutionary Approach*. Blackwell Publishing, Oxford. 440 bls.

23. Wilson, J.R.U., Dormontt, E.E., Prentis, P.J., Lowe, A.J. & Richardson, D.M. 2009. Something in the way you move: dispersal pathways affect invasion success. *Trends in Ecology & Evolution* 24. 136–144.
24. Hulme, P.E. 2009. Trade, transport and trouble: managing invasive species pathways in an era of globalization. *Journal of Applied Ecology* 46. 10–18.
25. Nentwig, W. 2008. Pathways in animal invasions. *Bls. 11–27* *Biological Invasions* (ritstj. Nentwig, W.). Springer, Berlin.
26. Gollash, S. 2008. Is ballast water a major dispersal mechanism for marine organisms? *Bls. 49–57* *Biological Invasions* (ritstj. Nentwig, W.). Springer, Berlin.
27. Kowarik, I. & Lippe, M.v.d. 2008. Pathways in plant invasions. *Bls. 29–47* *Biological Invasions* (ritstj. Nentwig, W.). Springer, Berlin.
28. Binggeli, P. 1994. The misuse of terminology and anthropometric concepts in the description of introduced species. *Bulletin British Ecological Society* 25. 10–13.
29. Manchester, S.J. & Bullock, J.M. 2000. The impacts of non-native species on UK biodiversity and the effectiveness of control. *Journal of Applied Ecology* 37. 845–864.
30. Webb, D.A. 1985. What are the criteria for presuming native status? *Watsonia* 15. 231–236.
31. Les, D.H. & Mehrhoff, L.J. 1999. Introduction of nonindigenous aquatic vascular plants in southern New England: a historical perspective. *Biological Invasions* 1. 281–300.
32. Schwartz, M.W. 1996. Defining indigenous species: an introduction. *Bls. 7–17* *Assessment and Management of Plant Invasions* (ritstj. Luken, J.O. & Thieret, J.W.). Springer Verlag, New York.
33. Falk-Petersen, J., Bohn, T. & Sandlund, O.T. 2006. On the numerous concepts in invasion biology. *Biological Invasions* 8. 1409–1424.
34. Anon. 1999. Presidential Documents: Executive Order 13112 of February 3, 1999. *Invasive Species*. Federal Register 64. 6183–6186.
35. Kramer, A.M., Dennis, B., Liebhold, A.M. & Drake, J.M. 2009. The evidence for Allee effects. *Population Ecology* 51. 341–354.
36. Courchamp, F., Berec, L. & Gascoigne, J. 2008. *Allee effects in ecology and conservation*. Oxford University Press, Oxford. 256 bls.
37. Drake, J.M. & Lodge, D.M. 2006. Allee effects, propagule pressure and the probability of establishment: Risk analysis for biological invasions. *Biological Invasions* 8. 365–375.
38. Kuussaari, M., Saccheri, I., Camara, M. & Hanski, I. 1998. Allee effect and population dynamics in the Glanville fritillary butterfly. *Oikos* 82. 384–392.
39. Contarini, M., Onufrieva, K.S., Thorpe, K.W., Raffa, K.F. & Tobin, P.C. 2009. Mate-finding failure as an important cause of Allee effects along the leading edge of an invading insect population. *Entomologia Experimentalis Et Applicata* 133. 307–314.
40. Yamanaka, T. & Liebhold, A.M. 2009. Mate-location failure, the Allee effect, and the establishment of invading populations. *Population Ecology* 51. 337–340.
41. Lennartsson, T. 2002. Extinction thresholds and disrupted plant-pollinator interactions in fragmented plant populations. *Ecology* 83. 3060–3072.
42. Courchamp, F., Clutton-Brock, T. & Grenfell, B. 2000. Multipack dynamics and the Allee effect in the African wild dog, *Lycaon pictus*. *Animal Conservation* 3. 277–285.
43. Brook, B.W., Tonkyn, D.W., O'Grady, J.J. & Frankham, R. 2002. Contribution of inbreeding to extinction risk in threatened species. *Conservation Ecology* 6. 16.
44. O'Grady, J.J., Brook, B.W., Reed, D.H., Ballou, J.D., Tonkyn, D.W. & Frankham, R. 2006. Realistic levels of inbreeding depression strongly affect extinction risk in wild populations. *Biological Conservation* 133. 42–51.
45. Serrano, D., Oro, D., Ursua, E. & Tella, J.L. 2005. Colony size selection determines adult survival and dispersal preferences: Allee effects in a colonial bird. *American Naturalist* 166. E22–E31.
46. Grunbaum, D. & Veit, R.R. 2003. Black-browed albatrosses foraging on Antarctic krill: Density-dependence through local enhancement? *Ecology* 84. 3265–3275.
47. Melbourne, B.A. & Hastings, A. 2008. Extinction risk depends strongly on factors contributing to stochasticity. *Nature* 454. 100–103.
48. Kowarik, I. 1995. Time lags in biological invasions with regard to the success and failure of alien species. *Bls. 15–38* *Plant Invasions: General aspects and special problems* (ritstj. Pysek, P., Prach, K., Rejmanek, M. & Wade, M.). SPB Academic Publishing.
49. Henderson, S., Dawson, T.P. & Whittaker, R.J. 2006. Progress in invasive plants research. *Progress in Physical Geography* 30. 25–46.
50. Binggeli, P. 1996. A taxonomic, biogeographical and ecological overview of invasive woody plants. *Journal of Vegetation Science* 7. 121–124.
51. Crooks, J.A. & Soulé, M.E. 1999. Lag times in population explosions of invasive species: causes and implications. *Bls. 103–125* *Invasive Species and Biodiversity Management* (ritstj. Sandlund, O.T., Schei, P.S. & Vivken, A.). Kluwer.
52. Genovesi, P. 2005. Eradications of invasive alien species in Europe: a review. *Biological Invasions* 7. 127–133.
53. Touza, J., Dehnen-Schmutz, K. & Jones, G. 2008. Economic analysis of invasive species policies. *Bls. 353–366* *Biological Invasions* (ritstj. Nentwig, W.). Springer, Berlin.
54. Genovesi, P. 2008. Limits and potentialities of eradication as a tool for addressing biological invasions. *Bls. 385–402* *Biological Invasions* (ritstj. Nentwig, W.). Springer, Berlin.
55. Charles, H. & Duke, J.S. 2008. Impacts of invasive species on ecosystem services. *Bls. 217–237* *Biological Invasions* (ritstj. Nentwig, W.). Springer, Berlin.
56. Ellstrand, N.C. & Schierenbeck, K.A. 2006. Hybridization as a stimulus for the evolution of invasiveness in plants? *Euphytica* 148. 35–46.
57. Hejda, M., Pysek, P. & Jarosik, V. 2009. Impact of invasive plants on the species richness, diversity and composition of invaded communities. *Journal of Ecology* 97. 393–403.
58. Raizada, P., Raghubanshi, A.S. & Singh, J.S. 2008. Impact of invasive alien plant species on soil processes: A review. *Proceedings of the National Academy of Sciences India Section B-Biological Sciences* 78. 288–298.
59. Blackburn, T.M., Cassey, P., Duncan, R.P., Evans, K.L. & Gaston, K.J. 2004. Avian extinction and mammalian introductions on oceanic islands. *Science* 305. 1955–1958.
60. Gaertner, M., Breeyen, A.D., Hui, C. & Richardson, D.M. 2009. Impacts of alien plant invasions on species richness in Mediterranean-type ecosystems: a meta-analysis. *Progress in Physical Geography* 33. 319–338.
61. Kenis, M., Auger-Rozenberg, M.A., Roques, A., Timms, L., Pere, C., Cock, M., Settele, J., Augustin, S. & Lopez-Vaamonde, C. 2009. Ecological effects of invasive alien insects. *Biological Invasions* 11. 21–45.
62. White, P.C.L., Ford, A.E.S., Clout, M.N., Engeman, R.M., Roy, S. & Saunders, G. 2008. Alien invasive vertebrates in ecosystems: pattern, process and the social dimension. *Wildlife Research* 35. 171–179.
63. Crowl, T.A., Crist, T.O., Parmenter, R.R., Belovsky, G. & Lugo, A.E. 2008. The spread of invasive species and infectious disease as drivers of ecosystem change. *Frontiers in Ecology and the Environment* 6. 238–246.
64. Vellend, M., Harmon, L.J., Lockwood, J.L., Mayfield, M.M., Hughes, A.R., Wares, J.P. & Sax, D.F. 2007. Effects of exotic species on evolutionary diversification. *Trends in Ecology & Evolution* 22. 481–488.
65. Salo, P., Korpimäki, E., Banks, P.B., Nordstrom, M. & Dickman, C.R. 2007. Alien predators are more dangerous than native predators to prey populations. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 274. 1237–1243.
66. Traveset, A. & Richardson, D.M. 2006. Biological invasions as disruptors of plant reproductive mutualisms. *Trends in Ecology & Evolution* 21. 208–216.
67. Callaway, R.M. & Maron, J.L. 2006. What have exotic plant invasions taught us over the past 20 years? *Trends in Ecology & Evolution* 21. 369–374.
68. Galil, B.S. 2007. Loss or gain? Invasive aliens and biodiversity in the Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin* 55. 314–322.
69. Finnoff, D.C., Settle, C., Shogren, J.F. & Tschirhart, J. 2009. Integrating economics and biology for invasive species management. *Bls. 25–44* *Bioeconomics of Invasive Species* (ritstj. Keller, R.P., Lodge, D.M., Lewis, M.A. & Shogren, J.F.). Oxford University Press, Oxford.
70. Rodda, G.H. & Savidge, J.A. 2007. Biology and impacts of Pacific island invasive species. 2. *Boiga irregularis*, the Brown Tree Snake (Reptilia: Colubridae). *Pacific Science* 61. 307–324.
71. Meyerson, L.A. & Reaser, J.K. 2003. Bioinvasions, bioterrorism, and biosecurity. *Frontiers in Ecology and the Environment* 1. 307–314.
72. Klingenstein, F. 2007. NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Heraclium mantegazzianum*. From: Online Database of the North European and Baltic Network on Invasive Alien Species – NOBANIS www.nobanis.org.
73. Julia, R., Holland, D.W. & Guenther, J. 2007. Assessing the economic impact of invasive species: The case of yellow starthistle (*Centaurea solstitialis* L.) in the rangelands of Idaho, USA. *Journal of Environmental Management* 85. 876–882.
74. Cook, D.C., Thomas, M.B., Cunningham, S.A., Anderson, D.L. & De Barro, P.J. 2007. Predicting the economic impact of an invasive species on an ecosystem service. *Ecological Applications* 17. 1832–1840.
75. Pimentel, D., Pimentel, M. & Wilson, A. 2008. Plant, animal, and microbe invasive species in the United States and the World. *Bls. 315–330* *Biological Invasions* (ritstj. Nentwig, W.). Springer, Berlin.
76. Binimelis, R., Born, W., Monterroso, I. & Rodriguez-Labajos, B. 2008. Socio-economic impact and assessment of biological invasions. *Bls. 331–347* *Biological Invasions* (ritstj. Nentwig, W.). Springer, Berlin.
77. Spencer, C.N., McClelland, B.R. & Stanford, J.A. 1991. Shrimp stocking, salmon collapse, and eagle displacement. *BioScience* 41. 14–21.
78. Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S. & Poorter, M.D. 2004. 100 of the world's worst invasive alien species. A selection from the Global Invasive Species Database. The Invasive Species Specialist Group (ISSG).
79. OECD. 2009. Education at a Glance 2009, OECD Indicators. Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD).
80. Balmford, A., Bruner, A., Cooper, P., Costanza, R., Farber, S., Green, R.E., Jenkins, M., Jefferiss, P., Jessamy, V., Madden, J., Munro, K., Myers, N., Naem, S., Paavola, J., Rayment, M., Rosendo, S., Roughgarden, J., Trumper, K. & Turner, R.K. 2002. Ecology. Economic reasons for conserving wild nature. *Science* 297. 950–953.

81. Balirwa, J.S. 2007. Ecological, environmental and socioeconomic aspects of the Lake Victoria's introduced Nile perch fishery in relation to the native fisheries and the species culture potential: lessons to learn. *African Journal of Ecology* 45: 120–129.
82. Goudswaard, K.P.C., Witte, F. & Katunzi, E.F.B. 2008. The invasion of an introduced predator, Nile perch (*Lates niloticus*, L.) in Lake Victoria (East Africa): chronology and causes. *Environmental Biology of Fishes* 81: 127–139.
83. Goldschmidt, T., Witte, F. & Wanink, J. 1993. Cascading effects of the introduced Nile perch on the detritivorous phytoplanktivorous species in the sublittoral areas of Lake Victoria. *Conservation Biology* 7: 686–700.
84. Witte, F., Goldschmidt, T., Wanink, J., Vanoijen, M., Goudswaard, K., Wittemaas, E. & Bouton, N. 1992. The destruction of an endemic species flock – Quantitative data on the decline of the haplochromine cichlids of Lake Victoria. *Environmental Biology of Fishes* 34: 1–28.
85. Villamagna, A.M. & Murphy, B.R. 2010. Ecological and socio-economic impacts of invasive water hyacinth (*Eichhornia crassipes*): a review. *Freshwater Biology* 55: 282–298.
86. Spencer, C.N., Potter, D.S., Bukantis, R.T. & Stanford, J.A. 1999. Impact of predation by *Mysis relicta* on zooplankton in Flathead Lake, Montana, USA. *Journal of Plankton Research* 21: 51–64.
87. Stafford, C.P., Stanford, J.A., Hauer, F.R. & Brothers, E.B. 2002. Changes in lake trout growth associated with *Mysis relicta* establishment: A retrospective analysis using otoliths. *Transactions of the American Fisheries Society* 131: 994–1003.
88. Whitney, K.D. & Gabler, C.A. 2008. Rapid evolution in introduced species, 'invasive traits' and recipient communities: challenges for predicting invasive potential. *Diversity and Distributions* 14: 569–580.
89. Phillips, B.L. & Shine, R. 2006. An invasive species induces rapid adaptive change in a native predator: cane toads and black snakes in Australia. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 273: 1545–1550.
90. Phillips, B.L. & Shine, R. 2004. Adapting to an invasive species: Toxic cane toads induce morphological change in Australian snakes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 101: 17150–17155.
91. Hedrick, P.W. 2005. Genetics of populations. Jones and Bartlett Publishers. 737 bls.
92. Huey, R.B., Gilchrist, G.W. & Hendry, A.P. 2005. Using invasive species to study evolution. Case studies with *Drosophila* and salmon. Bls. 139–164 *Species Invasions. Insights into ecology, evolution and biogeography* (ritstj. Sax, D.F., Stachowicz, J.J. & Gaines, S.D.). Sinauer Associates.
93. Coyne, J.A. & Orr, H.A. 2004. Speciation. Sinauer Associates. 545 bls.
94. Genovesi, P. 2001. Biological invasions as a major threat to biodiversity: IUCN guidelines and actions for preventing biodiversity losses caused by alien invasive species. Bls. 19–25 *Invasive Plants and Animals: Is there a way out?* (ritstj. Bergmans, W. & Blom, E.). The Netherlands Committee for IUCN, Amsterdam.
95. Holdgate, M.W. 1986. Summary and conclusions: characteristics and consequences of biological invasions. *Philosophical Transactions of the Royal Society*
96. Williamson, M. & Brown, K.C. 1986. The analysis and modelling of British invasions. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 314: 505–522.
97. Richardson, D.M. & Pysek, P. 2006. Plant invasions: merging the concepts of species invasiveness and community invasibility. *Progress in Physical Geography* 30: 409–431.
98. Jeschke, J.M. & Strayer, D.L. 2005. Invasion success of vertebrates in Europe and North America. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 102: 7198–7202.
99. Clout, M.N. & Russell, J.C. 2008. The invasion ecology of mammals: a global perspective. *Wildlife Research* 35: 180–184.
100. Pysek, P. & Richardson, D.M. 2008. Traits associated with invasiveness in alien plants: where do we stand? Bls. 97–126 *Biological Invasions* (ritstj. Nentwig, W.). Springer, Berlin.
101. Sol, D. 2008. Do successful invaders exist? Pre-adaptions to novel environments in terrestrial vertebrates. Bls. 127–141 *Biological Invasion* (ritstj. Nentwig, W.). Springer, Berlin.
102. Proches, S., Wilson, J.R.U., Richardson, D.M. & Rejmanek, M. 2008. Searching for phylogenetic pattern in biological invasions. *Global Ecology and Biogeography* 17: 5–10.
103. Hayes, K.R. & Barry, S.C. 2008. Are there any consistent predictors of invasion success? *Biological Invasions* 10: 483–506.
104. van Kleunen, M. & Richardson, D.M. 2007. Invasion biology and conservation biology: time to join forces to explore the links between species traits and extinction risk and invasiveness. *Progress in Physical Geography* 31: 447–450.
105. Sax, D.F. & Brown, J.H. 2000. The paradox of invasion. *Global Ecology and Biogeography* 9: 363–371.
106. Schierenbeck, K.A. & Ellstrand, N.C. 2009. Hybridization and the evolution of invasiveness in plants and other organisms. *Biological Invasions* 11: 1093–1105.
107. Dietz, H. & Steinlein, T. 2004. Recent advances in understanding plant invasions. Bls. 539–573 *Progress in Botany* (ritstj. Esser, K., Lüttge, U.E., Beyschlag, W. & Murata, J.). Springer-Verlag, Berlin.
108. Simberloff, D. 2009. The role of propagule pressure in biological invasions. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics* 40: 81–102.
109. Duncan, R.P., Blackburn, T.M. & Sol, D. 2003. The ecology of bird introductions. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics* 34: 71–98.
110. Nentwig, W., Kuhnelt, E. & Bacher, S. 2009. A generic impact-scoring system applied to alien mammals in Europe. *Conservation Biology* 24: 302–311.
111. Koike, F. & Kato, H. 2006. Evaluation of species properties used in weed risk assessment and improvement of systems for invasion risk assessment. Bls. 73–83 *Assessment and Control of Biological Invasion Risks* (ritstj. Koike, F., Clout, M.N., Kawamichi, M., Poorter, M.D. & Iwatsuki, K.). Shoukadoh Book Sellers and IUCN, Gland.
112. Hufbauer, R.A. & Torchin, M.E. 2008. Integrating ecological and evolutionary theory of biological invasions. Bls. 79–96 *Biological Invasions* (ritstj. Nentwig, W.). Springer, Berlin.
113. Morris, W.F., Hufbauer, R.A., Agrawal, A.A., Bever, J.D., Borowicz, V.A., Gilbert, G.S., Maron, J.L., Mitchell, C.E., Parker, I.M., Power, A.G., Torchin, M.E. & Vazquez, D.P. 2007. Direct and interactive effects of enemies and mutualists on plant performance: A meta-analysis. *Ecology* 88: 1021–1029.
114. Blumenthal, D.M. 2006. Interactions between resource availability and enemy release in plant invasion. *Ecology Letters* 9: 887–895.
115. Liu, H. & Stiling, P. 2006. Testing the enemy release hypothesis: a review and meta-analysis. *Biological Invasions* 8: 1535–1545.
116. Keane, R.M. & Crawley, M.J. 2002. Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. *Trends in Ecology & Evolution* 17: 164–170.
117. Elton, C.S. 1958. *The Ecology of Invasions by Animals and Plants*. Chapman and Hall, London. 181 bls.
118. Fridley, J.D., Stachowicz, J.J., Naeem, S., Sax, D.F., Seabloom, E.W., Smith, M.D., Stohlgren, T.J., Tilman, D. & Von Holle, B. 2007. The invasion paradox: Reconciling pattern and process in species invasions. *Ecology* 88: 3–17.
119. Naeem, S., Knops, J.M.H., Tilman, D., Howe, K.M., Kennedy, T. & Gale, S. 2000. Plant diversity increases resistance to invasion in the absence of covarying extrinsic factors. *Oikos* 91: 97–108.
120. Kuhn, I. & Klotz, S. 2008. From ecosystem invasibility to local, regional and global patterns of invasive species. Bls. 181–197 *Biological Invasions* (ritstj. Nentwig, W.). Springer-Verlag, Berlin.
121. Hector, A., Dobson, K., Minns, A., Bazeley-White, E. & Lawton, J.H. 2001. Community diversity and invasion resistance: An experimental test in a grassland ecosystem and a review of comparable studies. *Ecological Research* 16: 819–831.
122. Callaway, R.M., Thelen, G.C., Rodriguez, A. & Holben, W.E. 2004. Soil biota and exotic plant invasion. *Nature* 427: 731–733.
123. Mielke, H. 1989. *Patterns of life: Biogeography of a changing world*. Springer, Boston. 340 bls.
124. Lonsdale, W.M. 1999. Global patterns of plant invasions and the concept of invasibility. *Ecology* 80: 1522–1536.
125. Hobbs, R.J. 1991. Disturbance: a precursor to weed invasion in native vegetation. *Plant Protection Quarterly* 6: 99–104.
126. Ervin, G., Smothers, M., Holly, C., Anderson, C. & Linville, J. 2006. Relative importance of wetland type versus anthropogenic activities in determining site invasibility. *Biological Invasions* 8: 1425–1432.
127. Davis, M.A., Grime, J.P. & Thompson, K. 2000. Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. *Journal of Ecology* 88: 528–534.
128. Hengeveld, R. 2001. *Invasion biology: From theory to practice*. Bls. 26–38 *Invasive Plants and Animals: Is there a way out?* (ritstj. Bergmans, W. & Blom, E.). The Netherlands Committee for IUCN, Amsterdam.
129. Heger, T. & Trepl, L. 2003. Predicting biological invasions. *Biological Invasions* 5: 313–321.
130. Simberloff, D. 2009. We can eliminate invasions or live with them. Successful management projects. *Biological Invasions* 11: 149–157.
131. Simberloff, D. 2003. How much information on population biology is needed to manage introduced species? *Conservation Biology* 17: 83–92.
132. Veitch, C.R. & Clout, M.N. (ritstj.) 2002. *Turning the Tide: The eradication of invasive species*. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group, Gland. 414 bls.
133. Koike, F., Clout, M.N., Kawamichi, M., Poorter, M.D. & Iwatsuki, K. 2006. *Assessment and Control of Biological Invasion Risks*. Shoukadoh Book Sellers IUCN, Gland. 216 bls.
134. Rejmanek, M. & Pitcairn, M.J. 2002. When is eradication of exotic pest plants a realistic goal? Bls. 249–253 *Turning the Tide: The eradication of invasive species* (ritstj. Veitch, C.R. & Clout, M.N.). IUCN SSC Invasive Species Specialist Group, Gland.
135. Clout, M.N. & Russell, J.C. 2006. The eradication of mammals from New Zealand islands. Bls. 127–141 *Assessment and Control of Biological Invasion Risks* (ritstj. Koike, F., Clout, M.N., Kawamichi, M., Poorter, M.D. & Iwatsuki, K.). Shoukadoh Book Sellers IUCN, Gland.

136. Copp, G.H., Wesley, K.J. & Vilizzi, L. 2005. Pathways of ornamental and aquarium fish introductions into urban ponds of Epping Forest (London, England): the human vector. *Journal of Applied Ichthyology* 21. 263–274.
137. Allwood, A.J., Vueti, E.T., Leblanc, L. & Bull, R. 2002. Eradication of introduced *Bactrocera* species (Diptera: Tephritidae) in Nauru using male annihilation and protein bait application techniques. Bls. 19–25 í: *Turning the Tide: The eradication of invasive species* (ritstj. Veitch, C.R. & Clout, M.N.). IUCN SSC Invasive Species Specialist Group, Gland.
138. Myers, J.H., Simberloff, D., Kuris, A.M. & Carey, J.R. 2000. Eradication revisited: dealing with exotic species. *Trends in Ecology & Evolution* 15. 316–320.
139. Galil, B.S. 2002. Between serendipity and futility: control and eradication of aquatic invaders. *Ballast Water News* 11. 10–12.
140. Bax, N., Hayes, K., Marshall, A., Parry, D. & Thresher, R. 2002. Man-made marinas as sheltered islands for alien marine organisms. Establishment and eradication of an alien invasive marine species. Bls. 26–39 í: *Turning the Tide: The eradication of invasive species* (ritstj. Veitch, C.R. & Clout, M.N.). IUCN SSC Invasive Species Specialist Group, Gland.
141. Anderson, L.W.J. 2005. California's reaction to *Caulerpa taxifolia*: A model for invasive species rapid response. *Biological Invasions* 7. 1003–1016.
142. Timmins, S.M. & Braithwaite, H. 2002. Early detection of invasive weeds on islands. Bls. 311–318 í: *Turning the Tide: The eradication of invasive species* (ritstj. Veitch, C.R. & Clout, M.N.). IUCN SSC Invasive Species Specialist Group, Gland.
143. Scharadt, J.D. 1997. Maintenance control. Bls. 229–244 í: *Strangers in Paradise. Impact and management of nonindigenous species in Florida* (ritstj. Simberloff, D., Schmitz, D.C. & Brown, T.C.). Island Press, Washington.
144. IUCN 2000. IUCN guidelines for the prevention of biodiversity loss caused by alien invasive species. The SSC Invasive Species Specialist Group. 24 bls.
145. Darling, J.A. & Blum, M.J. 2007. DNA-based methods for monitoring invasive species: a review and prospectus. *Biological Invasions* 9. 751–765.
146. Molnar, J.L., Gamboa, R.L., Revenga, C. & Spalding, M.D. 2008. Assessing the global threat of invasive species to marine biodiversity. *Frontiers in Ecology and the Environment* 6. 485–492.
147. Ruesink, J.L., Parker, I.M., Groom, M.J. & Kareiva, P.M. 1995. Reducing the risk of non-indigenous species introductions. *BioScience* 45. 465–477.
148. Ikeda, S. 2006. Risk analysis, the precautionary approach and the stakeholder participation in the decision-making in the context of emerging risks from invasive alien species. Bls. 15–26 í: *Assessment and Control of Biological Invasion Risks* (ritstj. Koike, F., Clout, M.N., Kawamichi, M., Poorter, M.D. & Iwatsuki, K.). Shoukadoh Book Sellers & IUCN, Gland.
149. O'Riordan, T. 1999. The politics of the precautionary principle. Bls. 283–289 í: *Perspectives on the Precautionary Principle* (ritstj. Harding, R. & Fisher, E.). The Federation Press, Australia.
150. Park, K. 2004. Assessment and management of invasive alien predators. *Ecology and Society* 9. 12.
151. Desvaux, M. 2007. The sustainability of human populations. How many people can live on Earth? *Significance* 4. 102–107.
152. Thuiller, W., Richardson, D.M. & Midgley, G.F. 2008. Will climate change promote alien plant invasions? Bls. 197–211 í: *Biological Invasions* (ritstj. Nentwig, W.). Springer-Verlag, Heidelberg.
153. Corell, R., Prestrud, P., Weller, G., Anderson, P.A., Snorri Baldursson, Bush, E., Callaghan, T.V., Grabhorn, P., Hassol, S.J., McBean, G., MacCracken, M., Reiersen, L.-O., Solbakken, J.I., Berner, J., Fox, S., Furgal, C., Hoel, A.H., Huntington, H., Instanes, A., Juday, G.P., Källén, E., Kattsov, V.M., Klein, D.R., Loeng, H., Martello, M.L., McBean, G., McCarthy, J.J., Nuttall, M., Prowse, T.D., Reist, J.D., Stevermer, A., Tanskanen, A., Usher, M.B., Vilhjálmsson, H., Walsh, J.E., Weatherhead, B., Weller, G. & Wrona, F.J. 2004. Impacts of a Warming Arctic – Arctic Climate Impact Assessment. Arctic Council and the International Arctic Science Committee (IASC). 144 bls.
154. Pauchard, A., Kueffer, C., Dietz, H., Daehler, C.C., Alexander, J., Edwards, P.J., Arevalo, J.R., Cavieres, L.A., Guisan, A., Haider, S., Jakobs, G., McDougall, K., Millar, C.I., Naylor, B.J., Parks, C.G., Rew, L.J. & Seipel, T. 2009. Ain't no mountain high enough: plant invasions reaching new elevations. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7. 479–486.
155. NISC. 2001. Management plan: meeting the invasive species challenge. National Invasive Species Council, Washington DC. 79 bls.
156. Blumenthal, D., Mitchell, C.E., Pysek, P. & Jarosik, V. 2009. Synergy between pathogen release and resource availability in plant invasion. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 106. 7899–7904.
157. Torchin, M.E. & Mitchell, C.E. 2004. Parasites, pathogens, and invasions by plants and animals. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2. 183–190.
158. Blumenthal, D. 2005. Ecology – Interrelated causes of plant invasion. *Science* 310. 243–244.
159. Crawford, K.M. & Whitney, K.D. 2010. Population genetic diversity influences colonization success. *Molecular Ecology* 19. 1253–1263.

UM HÖFUNDINN



Menja von Schmalensee (f. 1972) lauk B.Sc.-prófi í líffræði frá Háskóla Íslands árið 1997 og stundar nú nám til Ph.D.-prófs við sama skóla. Hún starfar einnig sem sviðsstjóri á Náttúrustofu Vesturlands og hefur gegnt þeirri stöðu síðan 2003.

PÓST- OG NETFANG HÖFUNDAR/AUTHOR'S ADDRESS

Menja von Schmalensee
Náttúrustofa Vesturlands
Hafnargötu 3
IS-340 Stykkishólmur
menja@nsv.is