

Lokaskýrsla
vegna AVS verkefnisins:

Áhrif eldis á umhverfi og villta stofna

(S 004-05)



Guðrún Marteinsdóttir, Heiðrún Guðmundsdóttir, Sigurður Guðjónsson, Anna
K. Daníelsdóttir, Þóroddur F. Þóroddsson og Leó A. Guðmundsson

Háskóli Íslands, Umhverfisstofnun, Veiðimálastofnun, Hafrannsóknastofnunin
og Skipulagsstofnun

Apríl 2007

Ágrip – Áhrif eldis á umhverfi og villta stofna

Lokaskýrsla vegna AVS verkefnisins S004-05. Guðrún Marteinsdóttir Háskóla Íslands, Heiðrún Guðmundsdóttir Umhverfisstofnun, Sigurður Guðjónsson Veiðimálastofnun, Anna K. Daníelsdóttir Hafrannsóknastofnuninni, Þóroddur F. Þóroddsson Skipulagsstofnun og Leo Guðmundsson Háskóla Íslands.

Samfara auknu fiskeldi í heiminum hafa áhyggjur manna aukist af hugsanlegum skaðlegum áhrifum erfðablöndunar á villta stofna. Bent hefur verið á að slysasleppingar séu óhjákvæmilegar og að afleiðingar þess geti verið alvarlegar. Margar rannsóknir hafa sýnt fram á að kynæxlun á sér stað á milli eldis- og villtra fiska með þeim afleiðingum að erfðabreytileiki villtu stofnanna skerðist og breytist og að arfgerðir sem eru tilkomnar vegna erfðabreytinga (GMO) og/eða vals í eldi geta blandast saman við villta stofna. Fiskeldi á Íslandi er vaxandi atvinnugrein. Þrátt fyrir það hefur þáttum sem tengjast neikvæðum áhrifum fiskeldis á umhverfi og villta stofna verið lítil gaumur gefinn. Í þessari skýrslu er leitast við að meta stöðu þekkingar hvað varðar eftirfarandi þætti: 1) Stofngerð og aðgreiningu eldis- og villtra fiska; 2) Áhrif erfðablöndunar og samskipti villtra og eldisfiska; 3) Strandsvæðastjórnun, strok fiska og vöktun. Ljóst er að aukin áhersla á eldi nytjastofna krefst aukinnar þekkingar á öllum þáttum sem tengjast samskiptum eldis og villtra stofna. Stofngerð tegunda sem nýttar eru í eldi er oft flókin og samsett úr mörgum stofnum og undirstofnum sem einkennast af langtíma aðlögun einstaklinga að sínu nánasta umhverfi. Stór svæði hafa verið friðuð gegn eldi á laxi í þeim tilgangi að vernda villta laxastofna. Sambærilegar aðgerðir hafa ekki verið framkvæmdar í tengslum við eldi á sjávardýrum. Þorskur hrygnir inn í flestum fjörðum við landið og því er hættu á erfðablöndun, samkeppni um búsvæði og fæðu, sem og beinni mengun vegna eldis á hrygningarsvæðum. Mikilvægt er að kortleggja nákvæmlega náttúruleg hrygningarsvæði eldistegunda og taka mið af staðsetningu þessara svæða við úthlutun strandsvæða til eldis. Þekking á áhrifum erfðablöndunar hjá sjávarfiskum er af skornum skammti. Því er nauðsynlegt að efla rannsóknir á staðbundinni aðlögun stofna sem og mögulegum langtíma áhrifum erfðablöndunar á villta stofna. Strandsvæðastjórnun er nýtt hugtak í íslenskri stjórnsýslu og það hefur ekki verið skilgreint kerfisbundið hvernig haga skuli nýtingu strandsvæða við Ísland með tilliti til fiskeldis og annarrar nýtingar. Strandsvæði eru nýtt af ýmsum aðilum öðrum en fiskeldisfyrirtækjum. Auk þess búa strandsvæðin yfir ómetanlegum hrygningar-, uppeldis- og náttúruverndarsvæðum í sjó. Laga- og reglugerðar-umhverfi vegna fiskeldis er flókið, en að leyfum fyrir fiskeldi koma 5 stofnanir á tveimur stjórnsýslusviðum undir þremur ráðuneytum. Mikilvægt er að samþættun strandsvæða-stjórnunar hefjist sem fyrst og að samfara þeirri vinnu verði útgáfa starfsleyfa til fiskeldis einfölduð og færð undir einn aðila.

Efnisyfirlit

- 1 Inngangur
- 2 Stofngerð og aðgreining villtra og eldisfiska
 - 2.1 Stofngerð þorsks
 - 2.2 Stofngerð lax
 - 2.3 Greining eldisfiska
- 3 Áhrif blöndunar og samskipti villtra og eldisfiska
 - 3.1 Atferli og mökun eldis- og villtra fiska
 - 3.2 Erfðablöndun, innæxlun og hæfni afkvæma
 - 3.3 Útbreiðsla og far eldisfiska (tryggð við hrygningarstöðvar):
 - 3.4 Erfðabreyttir og þrílitna fiskar
- 4 Strandsvæðastjórnun, strok fiska og vöktun
 - 4.1 Strandsvæðastjórnun
 - 4.2 Strok fiska – mótvægisaðgerðir og líkur
 - 4.3 Vöktunaráætlun
- 5 Niðurlag

1. Inngangur

Á sama tíma og stærð fiskstofna fer ört minnkandi þá hefur fiskeldi aukist jafnt og þétt. Þannig hefur framleiðsla eldisfisks tvöfaldast á síðustu 15 árum og í dag stendur eldisfiskur (þar með talinn skelfiskur) undir meira en 43% af fiskneyslu á heimsmælikvarða (COFI/FAO 2006).

Samfara auknu fiskeldi í heiminum hafa áhyggjur manna aukist af hugsanlegum skaðlegum áhrifum erfðablöndunar á villta stofna (Naylor o.fl., 2005). Í dag eru yfir 200 milljónir laxa í eldi og því ljóst að þó aðeins lítið brot af þeim fjölda nái að sleppa þá er það hár fjöldi miðað við stærð villtra stofna (Naylor o.fl., 2005). Bent hefur verið á að slysasleppingar séu óhjákvæmileg og að afleiðingar þess geti verið alvarlegar, en strax í lok síðustu aldar var talið að 25-40% af lax í Norður Atlantshafinu hafi átt uppruna sinn að rekja til eldis (Hansen o.fl., 1993). Ljóst er að margar milljónir eldislaxa sleppa úr kvíum ár hvert. Bara í Noregi er talið að 2-10 milljónir laxa hafi sloppið ár hvert á tímabilinu 2000-2005 og sem dæmi um svæði sem hafa orðið fyrir miklum áhrifum af þessum sökum þá má nefna Eystrasaltið en talið er að 90% af löxum á þessu svæði séu af eldisuppruna sem og 80% af löxum í sumum norskum ám (Jonsson og Fleming, 1993; Saegrov o.fl., 1997; Norwegian Fishery Directory 2005). Á sama hátt þá eru slysasleppingar og strok stigvaxandi vandamál í þorskeldi (Moe of., 2007). Norska fiskveiðieftirlitið hefur áætlað að þorskur sé 10-20 sinnum líklegri til að sleppa en lax (Norwegian Fishery Directory 2005).

Margar rannsóknir hafa sýnt fram á að blöndun á sér stað á milli villtra og eldisfiska með þeim afleiðingum að erfðabreytileiki villtu stofnanna skerðist og breytist og að arfgerðir sem eru tilkomnar vegna vals í eldi geta blandast saman við villta stofna (Verspoor, 2006). Þannig getur dregið úr hæfni og getu villtu stofnanna til að takast á við breytilegar umhverfisaðstæður.

Fiskeldi á Íslandi er vaxandi atvinnugrein. Þrátt fyrir það hefur þáttum sem tengjast neikvæðum áhrifum fiskeldis á umhverfi og villta stofna verið lítil gaumur gefinn. Í þessari skýrslu er leitast við að meta stöðu þekkingar hvað varðar eftirfarandi þætti:

1. Stofngerð og aðgreining villtra og eldisfiska
2. Áhrif blöndunar og samskipti villta og eldisfiska
3. Strandsvæðastjórnun, strok fiska og vöktun

2. Stofngerð og aðgreining villtra og eldisfiska

2.1 Stofngerð þorsks.

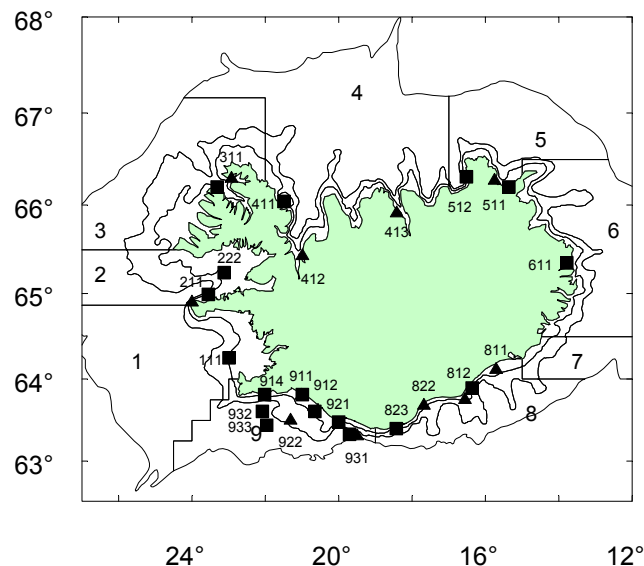
Rannsóknir á stofngerð þorskfiska beggja megin Atlantshafsins hafa sýnt að margir stofnar eða undirstofnar finnast á tiltölulega afmörkuðum svæðum (Ruzzante o.fl., 1998; Nielsen o.fl., 2003). Þannig hafa rannsóknir er byggja á lögun og útliti kvarna (Campana og Casselman, 1993; Begg og Brown, 2000; Cardinale o.fl. 2004; Jónsdóttir o.fl., 2006a), efnasamsetningu kvarna (Campana o.fl., 1995; Begg og Wideman, 2001; Jónsdóttir o.fl., 2006b) og erfðafræði (Ruzzante o.fl., 1996, 1998; Jónsdóttir o.fl., 1999, 2001; Hutchinson o.fl., 2001; Knutsen o.fl., 2003; Nielsen o.fl., 2003; Sarvas og Fevoldin, 2005a,b; Pampoulie o.fl., 2006) sýnt fram á að þorsk- og ýsustofnar við Kanada, Ísland, Norðursjó, Eystrasalti og út af ströndum Noregs greinast í marga stofna og/eða undirstofna.

Stofngerð þorsks við Ísland var fyrst könnuð af Jamieson og Jónsson (1971). Þeir könnuðu erfðabreytileika í transferríni og blóðrauða þorsks við suður og vesturströndina. Niðurstöður þeirra bentu til mikils erfðabreytileika bæði í tíma (blóðrauða erfðamark) og rúmi (tvö erfðamörk). Misvægi (Hardy-Weinberg prófanir) fannst á milli sumra sýnatökustaða, sem benti til þess að mismunandi stofneiningar þorsks væri að finna við Íslandsstrendur. Hinsvegar, könnuðu Árnason o.fl. (1992) erfðabreytileika þorsks við Ísland með skerðibúta rannsókn á hvatbera DNA, og bentu gögn þeirra ekki til þess að um mun á milli stofneininga væri að ræða.

Þó svo að þorskur við Ísland hafi almennt verið talinn tilheyra einum stofni þá er ýmislegt sem hefur bent til þess að þorskar eigi uppruna sinn að rekja til margra hrygningarsvæða allt í kringum landið. Bjarni Sæmundsson var trúlega fyrstur til að fjalla um hrygningu þorsks utan megin hrygningarsvæðanna og benda á mismun í útliti á milli þorska frá mismunandi hafsvæðum (Bjarni Sæmundsson, 1924). Rannsóknir Eyjólfis Friðgeirssonar á 7-8. ártug síðustu aldar sýndu einnig að hrygning átti sér stað allt í kringum landið (Friðgeirsson, 1982). Rannsóknir á hrygningu og klaki þorsks hin síðustu ár hafa enn fremur sýnt fram á að framlag megin hrygningarsvæðanna er breytilegt á milli svæða og ára og að seiði sem hafa verið veidd að hausti ár hvert eiga uppruna sinn að rekja til mismunandi hrygningarsvæðum við Suður, Vestur og Norðurströndina (Marteinsdóttir o.fl., 2000a, 2000b). Í þessum rannsóknum var uppruni seiða ákvarðaður út frá bakreiknuðum klak- og hrygningardögum sem byggðu á aldursgreiningu seiða metin með talningu dægurbauga í kvörnum (Marteinsdóttir o.fl., 2000; Begg og Marteinsdóttir, 2000).

Þó svo að þorskur við Ísland gangi til hrygningar á mörgum stöðum við landið og skiptist þannig í aðskilda hópa sem hrygna á mismunandi tíma þá hefur fram til þessi ekki verið ljóst hvort þessir hópar eru erfðafræðilega aðskildar hrygningareiningar. Rannsóknir á erfðasamsetningu þorsks við Suðurland sem byggðu á sýnum af hrygnandi þorsk sem voru tekin við Þjórsárósa og í Háfadjúpi (staðsett í landgrunnskantinum v/Dyrhólaey) sýndu marktækan mun á milli hrygningarárþópa sem gengu til hrygningar á þessum svæðum á árunum 1995-1996 (Jónsdóttir o.fl., 1999, 2001). Vandamálið við þessar rannsóknir fólst þó í því að arfgerðargreining þorsksins byggði á erfðamarkinu *Pan-I* en talið er líklegt að þetta erfðamark sé undir vali (Fevolden og Pogson, 1997; Karlsson og Mork, 2003) sem gæti tengst dýpi og/eða hitastigi og á sér líklega stað snemma á lífsferlinum. Bent hefur verið á að *Pan-I* erfðamarkið geti því verið óhentugt til að meta erfðafræðilega einangrun á milli stofna eða undirstofna en gæti hinsvegar gefið athyglisverðar upplýsingar um uppruna einstaklinga með tilliti til lífssögueiginleika.

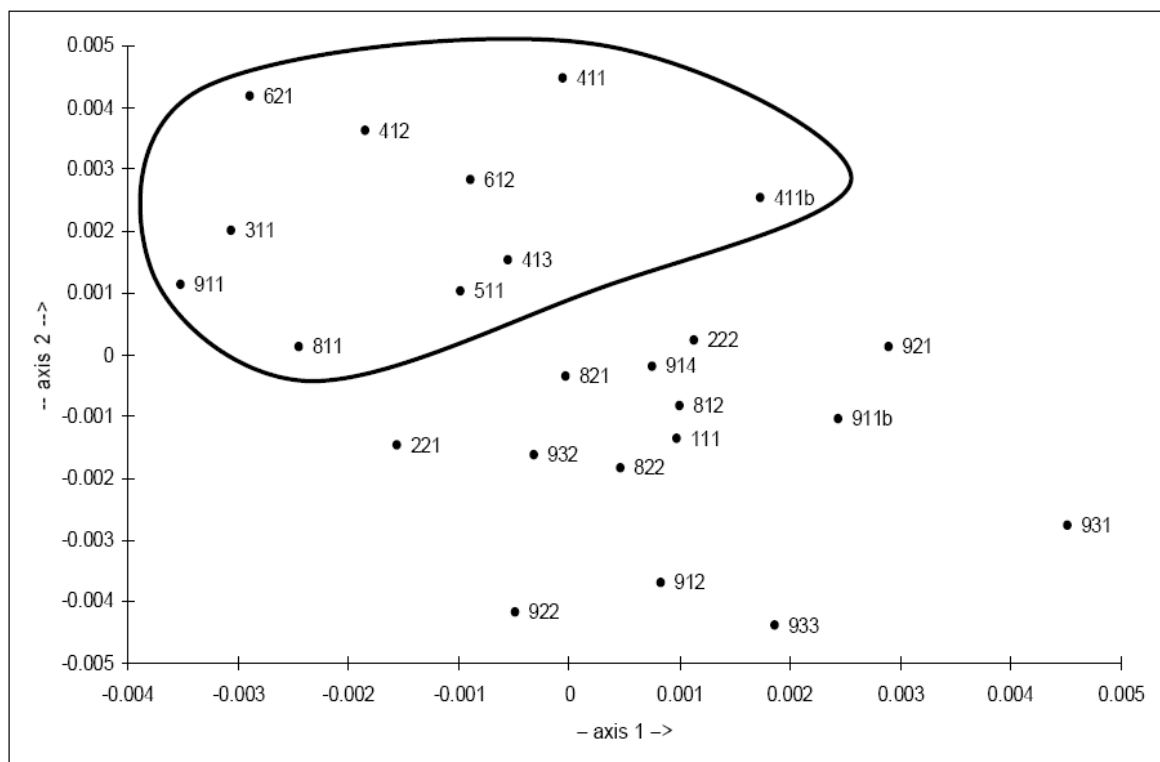
Í framhaldi af ofangreindum rannsóknum hófst ítarlegri rannsókn á arfgerð þorsks í tengslum við Evrópusambandsverkefnið CODTRACE og METACOD sem og RANNÍS verkefnið “Stofngerð þorsks” á árunum 1999-2005. Þessar rannsóknir byggðu á DNA-greiningu bæði út frá *Pan-I* erfðamarkinu og míkrosatellíta erfðamörkum en míkrosatellíta erfðamörk eru almennt talin vera hlutlaus, þ.e. ekki undir náttúrulegu vali og því hentug til stofngerðarrannsókna.



2.1. mynd. Staðsetning hrygningarsvæða þar sem sýnum af hrygnandi þorsk var safnað til stofngreininga árin 2002 (▲) og 2003 (■) (Pampoulie o.fl., 2006).

Auk erfðafræðirannsókna var einnig notast við aðferðir sem byggðu á flokkun þorsks út frá lögum og efnasamsetningu kvarna. Sýnum var safnað frá alls 12 hrygningarsvæðum árið

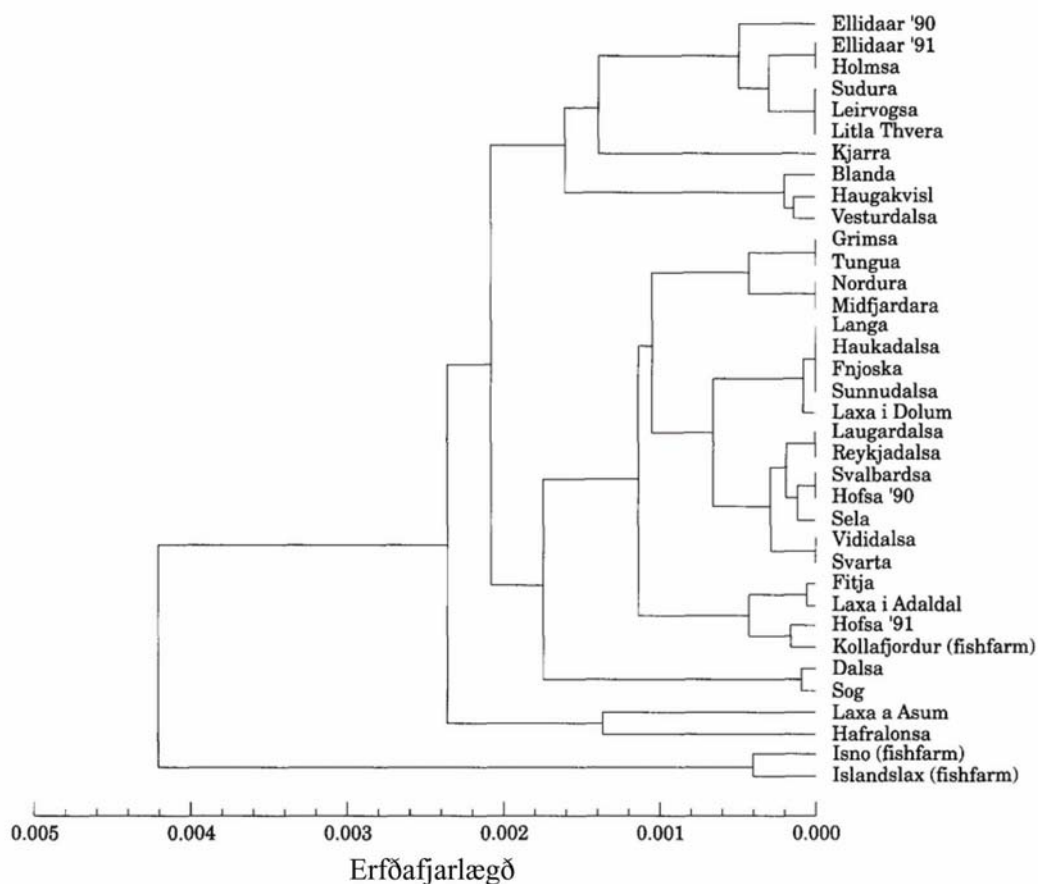
2002 og 17 hrygningarsvæðum árið 2003, allt í kringum landið (mynd 2.1). Einnig var unnið úr merkingatilraunum á hrygningarfiskum sem hafa verið stundaðar síðan 1991. Niðurstöður kvarna- og erfðagreininga bar vel saman og í ljós kom að þorskar sem hrygndu á Norðurlandi voru marktækt frábrugðnir þeim sem hrygndu við Suðurland (Mynd 2.2; Jónsdóttir o.fl., 2006; 2006b; Pampoulie o.fl., 2006). Einnig var marktækur munur á milli þorska sem hrygndu á mismunandi dýpi við Suðurland (Pétursdóttir o.fl., 2006; Jónsdóttir o.fl., 2006a; 2006b; Pampoulie o.fl., 2006). Merkingar sýndu ennfremur að þorskar sem hrygndu við Suðurland leituðu aftur á sömu svæði eða nærliggjandi svæði við suður- og suðausturströndina til að hrygna á næstu 1-2 árum eftir merkingu (Vilhjálmur Þorsteinsson, óbirt gögn; Pampoulie o.fl., 2006). Þorskar sem hrygndu við Austurland leituðu einnig aftur á sömu svæði en líka inn á hrygningarsvæði á norðausturlandi. Þorskar sem hrygndu við Norðurland leituðu einnig mest inn á svæðin við Norðurland en þó einnig í nokkrum mæli inn á svæði við Vesturland.



2.2 mynd. Sundurgreining („multidimensional scaling“) hrygningareininga þorsks samkvæmt greiningu á míkrosatellíta erfðamörkum. Hrygningareiningar við Suðurland eru einkenndar sem 812-933; Norðurland 411-511; Vesturland 211-311 og Austurland 612-621 (Pampoulie o.fl., 2006). Athugið að grynnstu stöðvarnar við Suðurland (811 og 911) greindust illa frá Norðurlandi.

2.2 Stofngerð lax.

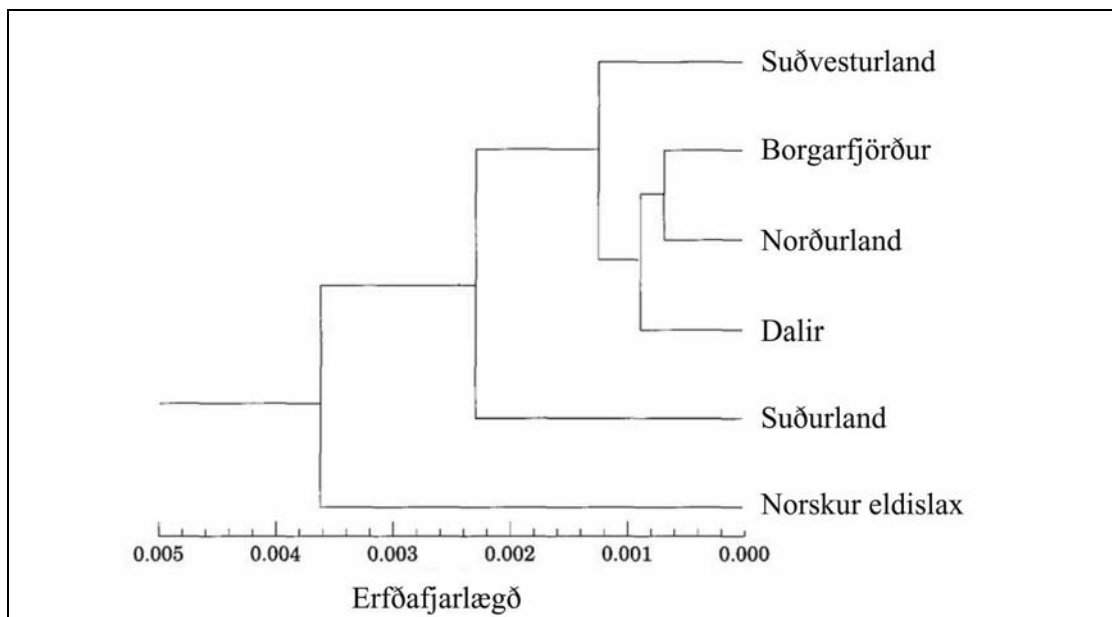
Stofngerð lax hefur verið rannsökuð ítarlega á norðurhveli jarðar og hafa rannsóknir sýnt að lax skiptist almennt í marga stofna þannig að í flestum tilfellum má segja að hver á hafi sérstakan stofn sem greinist jafnvel í undirstofna innan árkerfa (Ståhl, 1987; Garant o.fl., 2000). Stofnerfðarannsóknir á laxi á Íslandi eru fáar og hefur aðeins ein umfangsmikil rannsókn kannað stofngerð laxastofna. Þessi rannsókn var framkvæmd á árunum 1990-1994 og byggði hún á ensím (allozyme) erfðamörkum í laxi úr 32 ám og þremur eldisstofnum sem aldir voru hér við land, einn af íslenskum uppruna og tveir af norskum uppruna (Mynd 2.3; Daníelsdóttir o.fl., 1997). alls 49 genaset úr 19 ensímkerfum voru skimuð. Kannaður var fjöldi breytilegra genaseta, tíðni genasamsæta, arfblandni genaseta og hvort þau væru í Hardy-Weinberg jafnvægi, erfðabreytileiki (H_T), erfðamunur milli stofna og erfðafjarlægð.



2.3. mynd. Erfðafjarlægð (Nei, 1978) þrjátíu og tveggja íslenskra laxastofna og þriggja eldisstofna, Kollafjarðar eldisstofninn er af íslenskum uppruna en Isnó og Íslandslax eru eldisstofnar af norskum uppruna (Daníelsdóttir o.fl., 1997).

Flest sýni voru í Hardy-Weinberg jafnvægi og marktækur munur var á tíðni genasamsæta í flestum samanburðum á milli sýnahópa (508 af 630 samanburðum), en það er vísbending um að hver á hafi sérstakan stofn. Í árkerfum Elliðaáa (Elliðaár, Hólmsá og Suðurá), Hvítár (Grímsá, Tunguá, Kjarrá, Litla Þverá og Norðurá), Víðidalsár (Víðidalsá og Fitjá) og Blöndu

(Blanda, Haugakvísl og Svartá) fundust fleiri en einn stofn. Frávik frá Hardy-Weinberg jafnvægi fannst í nokkrum ám, þar á meðal í Elliðaám, Fitjá og Svartá, og telja höfundarnir að það geti verið vegna seiðasleppinga, náttúrulegs vals, æxlun hafi ekki verið tilviljanakennd og/eða að sýni hafi ekki endurspeglad stofngerð árinna. Erfðamunur (Wright's F_{ST}) meðal villtra stofna var 0,062 en 6,2% af erfðabreytileikanum ($H_T=0,048$) mátti skýra með muni á milli stofna. Annan erfðabreytileika mátti skýra sem breytileika innan stofna. Mestur ensím genaseta erfðabreytileiki var innan sýnahópa en hlutfallið fór eftir hversu stórt svæði var kannað og getur það torvelað samanburð milli rannsókna. Ef litið er til erlendra rannsókna þá fann Ståhl (1987) 59% breytileika innan sýna en rannsóknin náði yfir mestan hluta útbreiðslusvæðis laxastofna í Norður Atlantshafi og í sömu rannsókn var 3,6% vegna breytileika innan árkerfa. Í annari rannsókn sem náði til laxastofna á Skotlandi var 96% breytileikans innan áa, 1,2% breytileikans vegna mismunandi árganga innan kvísla og 0,7% milli kvísla innan áa og 1,6% milli áa (Verspoor o.fl., 2005).



Mynd 2.4 Erfðafjarlægð (Nei, 1978) laxastofna milli landssvæða (Daníelsdóttir o.fl., 1997).

Meðalerfðafjarlægð (Nei, 1978) var 0,0017 og var erfðafjarlægðin á bilinu 0,000-0,006. Nokkur tengsl voru á milli landfræðilegrar fjarlægðar og erfðafjarlægðar þar sem erfðafjarlægð var meiri milli stofna af mismunandi svæðum heldur en innan svæða. Hins vegar var erfðafjarlægð milli laxastofna úr Borgarfirði og laxastofna af Suðvesturlandi meiri en milli stofna úr Borgarfirði og af Norðurlandi þó að fjarlægð milli svæðanna sé minni (mynd 2.4). Höfundarnir (Daníelsdóttir o.fl., 1997) benda á að það geti verið vísbending um aðlögun stofna þar sem umhverfisskilyrði eru ólík milli svæðanna. Rannsóknin sýndi einnig að minni

erfðafjarlægð var á milli villtu stofnanna og íslenska eldisstofnsins en norsku stofnanna (mynd 2.4).

Athygli vekur að í rannsókninni fannst *MDH-3*(90)* genasamsætið aðeins í Hólmsá og Leirvogsá en það fannst líka í norsku eldisstofnunum Isnó og Íslandslaxi og fannst það í lágri tíðni í öllum stofnunum. Ekki er vitað hvers vegna genasamsætið fannst aðeins í þessum tveimur ám og af hverju það fannst ekki í t.d. öðrum ám Elliðaár vatnakerfisins, Elliðaám og Suðurá. Skýringar á þessu geta verið ýmsar, hugsanlega endurspeglar sýnastærð ekki raunverulega útbreiðslu genasamsætisins og það sé að finna víðar. Ekki er útilokað að stökkbreyting gæti hafa framkallað genasamsætið í öðrum eða báðum stofnunum og borist í hina með genaflæði. Þá gæti einnig verið að þessi gen hefðu komið með annarri landnámsbylgju lax en lax á Bretlandseyjum er talinn kominn úr tveimur landnámsum lax og er ýmist með eða án fyrrnefndra gena (McVeigh o.fl., 1991). Nánast er útilokað að þessi gen komi úr eldisstofninum þar sem sá lax var eingöngu á þessum tíma notaður í landeldi en ekki í kvíaelði og hefur aldrei verið notaður í hafbeit. Ef litið er á erlendar rannsóknir sést að *MDH-3*(90)* (*MDH-3,4*(75/80)*) er víðast í lágri tíðni eða ekki til staðar, en það hefur blettótta dreifingu hjá evrópskum stofnum (Verspoor o.fl., 2005).

2.3 Greining eldisfiska

Mikilvægt að geta greint eldisfiska frá villtum fiskum þannig að hægt sé að meta hvort stök hafa átt sér stað og hvort ungvíði eða fullorðnir eldisfiskar blandast saman við villta stofna hvort sem er á hrygningar eða fæðusvæðum. Margar aðferðir hafa verið notaðar til að rekja uppruna fiska en flestar af þessum aðferðum hafa verið þróaðar til að greina á milli fiskstofna í villtri náttúru.

Erfðafræðilegar aðferðir

Ef eldisfiskur tilheyrir eldisstofni sem hefur verið kynbættur þá er líklegt að erfðafræðileg samsetning slíks stofns sé frábrugðin því sem finnst á meðal villtra stofna innan sömu tegundar. Á sama hátt þá er hugsanlega hægt að merkja alla eldisfiska með erfðafræðilegum aðferðum, þ.e. með því að velja fyrir ákveðnum erfðamörkum sem eru sjaldgæf hjá villtum fiskum (sjá nánar hér að neðan).

Margar erfðafræðiaðferðir hafa verið þróaðar til að greina á milli villtra og eldisfiska. Ensím genaset hafa reynst gagnleg til að greina eldisfiska frá villtum fiskum (Verspoor o.fl., 2005) en ekki reynst eins vel til að meta hvort blöndun erfðaefnis hefur átt sér stað. Til þessa hafa kjarna-DNA aðferðir eins og t.d. míkrosattelíta erfðamörk samhliða notkunar á öflugum

tölfræðiforritum reynst vel til að greina í sundur einstaklinga í blönduðum stofnum og hefur þeim fleygt fram á undanförunum árum (Pella og Masuda, 2001; Bravington og Ward 2004; Hauser o.fl., 2006; Renshaw o.fl., 2006). Notkun þessara aðferða hefur reynst vel til að greina í sundur eldis- og vilt laxa (Koljonen o.fl., 2006). Hvað varðar þorsk, þá er þróun aðferða sem byggja á kortlagningu hvatbera erfðamengisins sem og miklum fjölda kjarna-DNA erfðamarka vel á veg komin og má því búast við að hægt verði að greina á milli villtra og eldisfiska sem og hvort blöndun hafi átt sér stað á komandi árum (Johannsen og Bakke, 1996; O'Leary o.fl., 2006).

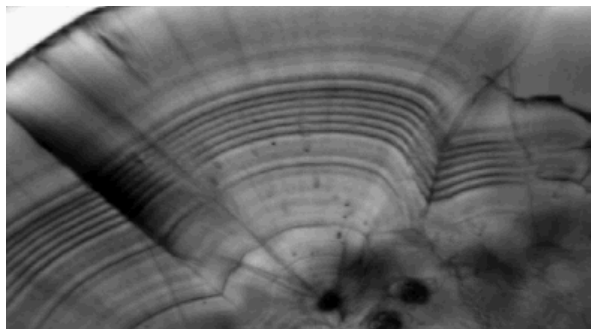
Erfðamerking eldisfiska hefur verið stunduð um langan tíma í Noregi, eða síðan á níunda áratugnum. Í framhaldi af ráðstefnu á vegum ICES árið 1991 (Jørstad, 1991) var unnið að því að þróa eldisþorskstofn sem var einkenndur með vali fyrir ákveðinni genasamsætu (*GPI-1*30* sem er mjög sjaldgæf hjá villtum fiskum) þannig að unnt yrði að rannsaka samspil eldis- og villtra þorska í framtíðinni (Skaala o.fl., 1990; Jørstad o.fl., 1991). Fjölmargar tilraunir voru gerðar með þennan eldisstofn (Jørstad, 2004; Jørstad o.fl., 2004) og athuganir á erfðasamsetningu þorska 10 árum eftir sleppingu sýndu að töluverð erfðablöndun hafði átt sér stað (Jørstad, 2004; Jørstad o.fl., 2004). Aðrar tilraunir sem einnig notfærðu sér þennan sérmerkt eldisstofn sýndu enn fremur að þorskar hrygna í eldiskvíum og að egg og lirlfur berast frá kvíunum og blandast saman við ungvíði villtra fiska (Jørstad o.fl., 2004; Jørstad o.fl., 2006).

Merkingar (beinar og óbeinar)

Ein öruggasta aðferðin til að greina eldisfiska frá villtum fiskum er að merkja alla fiska sem eru hafðir í eldi. Á Íslandi er þeim sem hafa rekstrarleyfi fyrir eldi í sjókvíum gert skylt að örmerkja 10% eldislaxa til að hægt sé að rekja fisk úr slysasleppingum í ákveðna kví eða kvíarþyrpingu. Í Noregi hefur verið lagt til að allir eldislaxar verði merktir með utanálíggjandi merki (coated wire tags, CWT) og/eða með afklippingu veiðiuggans. Þessi aðgerð hefur þó ekki komist í framkvæmd, m.a. vegna þess hversu kostnaðarsöm hún er.

Meginvandamálin við fjöldamerkingar felast í miklum kostnaði og einnig tæknilegum vandamálum í tengslum við stærð merkja og nauðsyn þess að merkja fiskana þegar þeir eru smáir. Aðferðir sem hafa verið þróaðar til þessa fela í sér merkingu kvarna með hitastigsbreytingum á ungstigi eða merkingu með efnum eins og strondíum, alazarine red eða tetracycline, sem eru tekin upp í brjósk og beinvefi og koma þannig fram sem litaðir hringir í kvörnum eða beinvef (sjá t.d. Pollard o.fl., 1998). Merking kvarna með hitastigssveiflum byggja á því að hitastig hefur áhrif á vöxt fiska sem endurspeglast í vexti

kvarnanna. Þannig er unnt að mynda mismunandi mynstur í vaxtarbaugum kvarnanna með því að láta fiskungviðið verða fyrir mismunandi sveiflum í hitastigi (mynd 2.5; Volk o.fl., 2005). Þessar aðferð eru mikið notaða til að einkenna lax við strendur Kyrrahafsins (Volk o.fl., 2005).



2.5. mynd. Vaxtarmynstur í laxakvörn framkallað með hitastigsveiflum á seiðastigi (sjá nánar á: <http://npafc.taglab.org/>)

Ný aðferð sem hefur verið þróuð til að merkja smáa fiska felst í því að sprauta „fluorescent“ efni í efri lög roðsins þannig að þau verða vel sýnileg í útfjólubláu ljósi (sjá nánar á: [http://www.nmt.us/products/vie/ten to one/10 vie.htm](http://www.nmt.us/products/vie/ten%20to%20one/10%20vie.htm); Doupe o.fl., 2003). Þessi aðferð hefur verið reynd af Veiðimálastofnun á laxaseiðum hér á landi, en merkingin endist stutt og vandasamt að merkja seiðin.

Þess fyrir utan getur meðhöndlun fiska í eldi, svo sem bólusetningar og fæða, valdið því að hægt er að greina eldisfiska frá villtum fiskum. Bólusetningar valda oft þykkun kviðarholshimnunnar og samvexti á líffærum (ICES 2006). Auk þessa getur fæða sem er t.d. rík af carotenoid litarefnum eða fitusýrum gefið kost á að greina eldisfiskanna út frá efnasamsetningu holdsins (sjá t.d. Grahl-Nielsen, 2005).

Útlit og lögun:

Oft má þekkja eldisfiska á afbrigðilegri lögun og trosnun ugga (Fiske o.fl., 2005). Notkun aðferða sem byggja á mælingu útlistatriða til að greina eldisfiska frá villtum fiskum hafa gefið misgóðar niðurstöður. Almennt má segja að auðvelt sé að greina fullorðna fiska sem hafa nýlega sloppið úr eldiskvíum frá villtum fiskum en mun erfiðara að aðgreina á milli ungra fiska (t.d. smolts; Lund og Hansen, 1991; Lacroix o.fl., 2004; Gildberg, 2004).

Kvarnir og hreistur:

Nýta má vaxtarmynstur í kvörnum og hreistri til að greina eldisfiska frá og villtum fiskum (Hansen o.fl., 1997). Þannig kemur t.d. far laxa úr ferskvatni yfir í sjó greinilega fram í hreistri

hjá villtum löxum en ekki hjá eldislax (Lund og Hansen, 1991). Hreistur hjá eldislöxum sýnir oft óreglulegt vaxtarmynstur og falskan vetrarhring. Þessi aðferð hefur reynst vel til að greina fullorðna laxfiska en er hinsvegar ónothæf til að greina yngri laxa, áður en smolt á sér stað. Auk þessa má greina eldisfiska út frá efnasamsetningu kvarna. Slík greining byggir á því að sum af þeim „trace“ efnum sem setjast að í kvörnum fiska eru háð hitastigi, seltu og efnasamsetningu sjávar (Campana, 1999; Campana o.fl., 2000). Þannig má segja að kvarnirnar innihaldi upplýsingar um það umhverfi sem fiskurinn hefur verið í. Efnagreining á heilum kvörnum úr t.d. kynþroska fiskum hafa gefið nákvæmar upplýsingar um feril fisksins úr einu umhverfi í annað (Campana, 1999).

3. Áhrif blöndunar og samskipti villtra og eldisfiska

Blöndun og flutningur erfðaefnis frá eldisstofnum inn í villta stofna getur átt sér stað með mismunandi hætti. Þannig geta slysasleppingar leitt til þess að kynþroska eldisfiskar blandast saman við villta fiska á hrygningarstöðvum með þeim afleiðingum að mökun á sér stað. Einnig geta slysasleppingar leitt til þess að ungvíði sleppur og ef það lifir af í villtri náttúru þá eru líkur á að þessir fiskar leiti aftur til baka á hrygningarstöðvarnar þegar þeir ná kynþroska og hrygni þá með villtum fiskum. Að lokum þá getur hrygning átt sér stað í sjókvíum með þeim afleiðingum að hrogn frá eldisfiskum dreifast út í villta náttúru, klekjast út og vaxa upp í kynþroska einstaklinga sem makast síðar við villta fiska.

3.1 Atferli og mökun villtra og eldisfiska

Niðurstöður úr mörgum rannsóknum hafa sýnt að mökun getur á sér stað á milli villtra laxa og þeirra sem hafa sloppið úr eldi (Verspoor, o.fl. 2006). Þannig hefur verið sýnt fram á að laxar sem hafa sloppið úr eldi ganga upp í ár til að hrygna (Jonsson o.fl., 1990; Jonsson, 1997). Göngurnar eiga sér þó stað heldur seinna á vertíðinni og yfirleit er dvöl þeirra í ánni styttri samanborið við villta laxa (Guðjónsson, 1991; Jonsson o.fl., 1990; Ökland o.fl., 1995). Ennfremur hefur komið í ljós að eldislaxar rata ekki alltaf á hrygningarsvæði í ánni og stundum ganga þeir aftur til sjávar án þess að hafa hrygnt. Þrátt fyrir þetta er almennt talið að fjöldi eldislaxa sem gengur í ár til að hrygna fari stigvaxandi á svæðum þar sem eldi er fyrir (svo sem Noregi) og í sumum ám þá virðast eldislaxar hafa tekið yfir alla hrygningu, samanber ána Vosso á vesturströnd Noregs en þar er talið að öll afkvæmi sem klöktust í ánni vorið 1996 hafi átt uppruna sinn að rekja til laxa sem hafa sloppið úr eldi (Sægvov ofl. 1997).

Hrygningaratferli hjá lax byggir á svokölluðu “polygamous” kerfi; þ.e. æxlunaratferli þar sem hrygnurnar helga sér óðal og verja þau fyrir öðrum hrygnum. Hængarnir berjast síðan um hrygnurnar og sá sem öflugastur er heldur sig næst hrygnunni við hrygningu og síðan eru hængar sem næstir eru í röðinni í meiri fjarlægð og svo koll af kolli (Jones, 1959; Järvi, 1990; Flemming o.fl., 1996, Ökland o.fl., 1995). Rannsóknir á samskiptum villtra- og eldislaxa hafa m.a. beinst að því að meta hæfni eldishænga til að helga sér óðal og laða að sér hrygnur. Flestar rannsóknir hafa sýnt að eldishængar eru ekki eins duglegir að ná sér í maka og þola ver samkeppni en þeir villtu (Jonsson o.fl., 1990; Flemming o.fl., 1996; Weir o.fl., 2004; Jonsson og Jonsson, 2006). Eldishrygnur eiga, aftur á móti auðveldara með að ná sér í villta maka en sýna þess í stað minni getu til að standa rétt að hrygningunni (þ.e. hrygna færri hrognum og/eða fara af riðastöð áður en frjóvgun á sér stað; Berejikian og Tezak, 2001; Jonsson og Jonsson, 2006). Annað fyrirbæri sem einkennir æxlun laxa er

kynþroski á seiðastigi. Þessir kynþroska hængar eru smáir miðað við fullvaxta laxa sem hafa dvalið hluta af ævinni í sjó og geta þeirra til að frjóvga hrogn byggir á hæfni þeirra til að lauma sér að hreiðrunum og sprauta svilum yfir eggjum um leið og hrygning hins fullvaxta pars á sér stað. Rannsóknir hafa sýnt að slíkir hængar, þó svo að þeir séu af eldisuppruna, hafa oft töluverða getu til að frjóvga hrogn frá villtum hrygnum (Weir o.fl., 2005) og í sumum tilfellum þá hafa þeir komið betur út í samanburði við villta hænga (Garant o.fl., 2003).

Mun minna er vitað um samskipti eldis- og villtra þorska. Eldisþorskar hafa veiðst á hrygningarsvæðum í Noregi (Svåsand o.fl., 1990, Wroblewski o.fl., 1996) og telja má líklegt að sama staða komi upp hér þar sem staðsetningar eldiskvía allt í kringum landið eru og verða í námunda við hrygningarsvæði þorsksins. Vert er þó að hafa í huga að þrátt fyrir að eldis- og villtir þorskar dreifist á sömu hrygningarsvæði þá er ekki víst að mökun takist. Þannig hefur verið sýnt fram á að makaval er ekki tilviljunarkennt hjá þorski (Rowe og Hutchings, 2003) heldur er það flókið samspil atferlis bæði á milli kynja og á milli einstaklinga af sama kyni. Athuganir á hrygningu þorsks í eldiskerjum benda til þess að hrygnur velji sér maka, hugsanlega út frá atferli og hljóðum sem hængarnir gefa frá sér þegar þeir eru komnir í hrygningarástand (Brawn, 1961; Hutchings o.fl., 1999; Rowe o.fl., 2004). Mjög lítið er vitað um hrygningaratferli þorsks við náttúrulegar aðstæður. Rannsóknir sem samanstanda af athugunum bæði í kerjum og í náttúrunni benda til þess að hængarnir komi fyrr á hrygningarsvæðin og haldi sig í hópum á meðan hrygnurnar eru meira á útjaðri hópanna (Morgan og Tripple, 1996; Nordeide, 1998; Hutchings o.fl., 1999). Ennfremur er talið að þegar hrygnurnar er tilbúnar til að hrygna (2-6. hvern dag; Kjesbu, 1989) þá syndi þær inn í hængahrúguna en snúi síðan aftur til baka að hrygningu lokinni. Lítið er vitað um hæfni eldisfisks hvað varðar makaval og æxlun við villta fiska. Telja má þó líklegt að fiskur sem hefur verið lengi í eldi hafi ekki sömu möguleika á að finna sér maka og villtir fiskar.

3.2 Erfðablöndun, innæxlun og hæfni afkvæma:

Erfðarannsóknir á laxfiskum hafa sýnt fram á að slyssleppingar og vísitandi sleppingar á eldisfiski vegna fiskræktar hafa haft áhrif á erfðasamsetningu villtra stofna (t.d. Hindar o.fl., 1991; Berrebi o.fl., 2000; Hansen, 2002; Young o.fl., 2004) og að erfðablöndun geti haft neikvæð áhrif á hæfni villtra stofna (McGinnity o.fl., 2003). Með tilkomu breytilegra erfðamarka, eins og míkrosatellíta genaseta, og öflugra tölfræðiforrita (t.d. Pritchard o.fl., 2000; Chikhi o.fl., 2001) hefur verið hægt með talsverði nákvæmni, að rannsaka erfðablöndun fiskistofna. Skilningur á langtíma áhrifum erfðablöndunar er þó af skornum skammti og lítið er vitað um áhrif þess á sjávarfiska.

3.2.1. Erfðafræðileg áhrif eldis

Kynbætur (artificial selection) eru val manna á lífverum til undaneldis og er algengast að ákveðnar svipgerðir eða eiginleikar séu valdir, þ.e. að val sé stefnubundið (Hartl og Clark, 1997). Til að kynbótastarf á eldisfiski sé árangursríkt eru stofnar yfirleitt aldir í margar kynslóðir á afmörkuðum svæðum (Gjøen og Bentsen, 1997). Með vali á klakfiski má auka tíðni ákveðinna genasamsæta og arfgerða sem liggja að baki eftirsóknarverðum eiginleikum eins og t.d. meiri vaxtarhraða, betri mótstöðu gegn sjúkdómum o.s.frv. Kynbætur leiða óhjákvæmilega til breytinga á erfðasamsetningu stofna en það gerist einnig þó að eldisstofnar séu ekki kynbættir, þ.e. vegna bústofnavals (domesticated selection). Bústofnaval getur gerst með hendingu (genetic drift) en áhrif þess leiðir til minnkunar erfðabreytileika vegna tilviljanakenndra breytinga sem verða milli kynslóða á tíðni genasamsæta. Hending er háð náttúrulegri stofnstærð (N_e) og eru áhrifin sterkari eftir því sem stofnar eru minni og skyldleikaæxlun (æxlun skyldra) meiri (Crow og Kimura, 1970). Bústofnaval er vítt hugtak sem í raun nær til margra ferla. Í því sambandi má nefna að umhverfi eldisfiska einkennist af minni samkeppni um fæðu, engu afráni og fiskar eru meðhöndlaðir við sjúkdómum. Það slaknar því á náttúrulegu vali í eldisumhverfinu sem leiðir til þess að svipgerðir komast af sem annars myndu verða undir í náttúrunni. Einnig gæti ófyrirséð stefnubundið val átt sér stað en dæmi um slíkt væri t.d. að einstaklingur með minni fælmi yrði frekar valinn til undaneldis þar sem auðveldara væri að fanga hann og ef minni fælmi er arfbundin eiginleiki gæti hann náð útbreiðslu í stofninum. Hjá laxi hafa fundist nokkur dæmi um áhrif bústofnavals þar á meðal minni fælmi gagnvart afræningum (Berejikian, 1995; Johnson o.fl., 1996; Alvarez og Nicieza 2003), breytingar á svipgerð (Fleming og Einum, 1997) og aukin árasargirni (Einum og Fleming, 1997; Sundström o.fl., 2004).

Framleiðendur eldisfisks nota yfirleitt fáa klakfiska til undaneldis eða færri miðað við flesta villta stofna og leiðir það til þess að eldisstofnar tapa erfðabreytileika (t.d. *Exadactylos* o.fl., 1999; Garcia-Marin o.fl., 1999; Hansen o.fl., 2001; Säisä o.fl., 2003; Evans o.fl., 2004). Möguleiki lífvera til að aðlagast og þróast er háð erfðabreytileika en stofnar sem hafa lítinn erfðabreytileika hafa ekki eins mikinn möguleika til þess að bregðast við breyttum valkröftum, þ.e. geta síður aðlagast breyttu umhverfi s.s. vegna breytinga á seltu eða hitastigi, nýjum sníkjudýrum, sjúkdómum o.s.frv. Hæfni (lífslíkur og nýliðun) stofna tengist augljóslega framansögðu en hún er líka háð erfðabyrði sem er minnkun á hæfni vegna uppsöfnunar skaðlegra stökkbreytinga. Almennt er talið að stórir útæxlandi (æxlun óskyldra) stofnar hafi talsvert af dauðlegum og skaðlegum stökkbreytingum í arfblöndu ástandi (Lynch o.fl., 1999). Stökkbreytingarnar hafa lítil eða engin áhrif á hæfni svo lengi sem þær eru í arfblöndnu en ekki í arfhreinu ástandi. Skaðlegar stökkbreytingar geta því safnast fyrir í

stórum útæxlandi stofnum þar sem lítið val er gegn þeim, en þær geta síður safnast fyrir í litlum stofnum þar sem er sterkara val. Því má ætla að neikvæð áhrif á hæfni eldisfisks séu meiri komi hann úr sögulega stórum stofni, þ.e. stofni sem lengi hefur verið stór, þar sem stökkbreytingar geta verið margar og þar með meiri líkur á að þær nái útbreiðslu með hendingu og komi því oft fram í arfhreinu skaðlegu ástandi. Þetta fyrirbæri hefur fundist hjá plöntum þar sem sjálfsfrjóvgun einstaklinga úr stórum stofni leiddi til meiri minnkunar á hæfni afkvæma en við sjálfsfrjóvgun einstaklinga úr litlum stofni (Paland og Schmid, 2003). Hjá regnbogasilungi (*Oncorhynchus mykiss*) í eldi hafa skaðleg áhrif skyldleikaæxlunar fundist eins og t.d. minni lífslíkur eggja og kviðpokaaseiða, minni vöxt og frjósemi en stofnar regnbogasilungs eru sögulega litlir (Kincaid, 1983). Jafnvel þó að neikvæð áhrif skyldleikaæxlunar komi fram óháð sögulegri stærð stofna er talið að áhrif hennar séu meiri hjá lífverum sem koma úr stórum stofnum vegna þess að sterkara val er gegn skaðlegum stökkbreytingum í minni stofnum.

3.2.2. Líkön er lýsa áhrifum erfðablöndunar

Mörg hermilíkön hafa verið þróuð til að kanna erfðafræðileg áhrif blöndunar eldisfisks við villta stofna. Flest benda þau til þess að genaflæði úr eldisstofnum hafi neikvæð áhrif á hæfni villtra stofna. Í rannsókn Lynch og O'Hely (2001) var hannað líkan sem gerði ráð fyrir því að eldisstofn ætti uppruna sinn í villtum stofni sem hann síðar blandaðist og einnig að valkraftar væru ekki hinir sömu í stofnunum. Með líkaninu var reynt að meta áhrif ýmissa breyta á hæfni villts stofns eftir erfðablöndun eins og magn genaflæðis, hlutfallslega stærð stofna og hversu erfðafræðilega frábrugðnir stofnarnir voru. Gert var ráð fyrir að neikvæð áhrif á hæfni vegna skaðlegra genasamsæta (stökkbreytingar) væru mælanleg og einnig að náttúruleg stofnstærð eldisstofns væri nægjanlega mikil til að útbreiðsla skaðlegrar stökkbreytingar yrði ekki það mikil að breytileiki tiltekins gensins myndi hverfa. Niðurstöðurnar voru þær að erfðablöndun getur haft talsvert neikvæð áhrif á villta stofna eftir endurtekna blöndun í aðeins nokkrar kynslóðir þar sem í eldisstofnum getur verið slakt val eða jákvætt val fyrir genasamsætum sem skaða aðlögun villtra stofna. Fjöldi kynslóða í eldi og magn erfðablöndunar voru þættir sem réðu hversu neikvæð áhrifin á hæfni voru. Höfundarnir benda á að neikvæð áhrif geta verið umtalsverð þó að eldisstofn sé mjög stór og hafi talsverðan erfðabreytileika þar sem stórir eldisstofnar geta haft mikið af genasamsætum sem hugsanlega hafa jákvæð áhrif í eldisumhverfi en ekki við náttúrulegar aðstæður.

Með öðru líkani sem byggði á ofangreindri rannsókn var sýnt fram á það að ef náttúruleg stofnstærð villts stofns væri um 100 einstaklingar en meiri en 30 hjá eldisstofni þá myndi

árlegt innstreymi 5 eldisfiska í villta stofninn á 20 ára tímabili aðeins hafa lítil áhrif á erfðabyrði og hæfni villta stofnsins. Jafnframt var sýnt fram á að neikvæð áhrif á hæfni villta stofnsins minnki ef genaflæði væri í báðar áttir, þ.e. ef haldið væri áfram að bæta eldisstofn með fiski úr villtum stofni (Theodorou og Covet, 2004), en það er líklega ekki fýsilegur kostur út frá sjónarhóli framleiðenda þar sem það hægir á kynbótum. Forsendur líkansins gera m.a. ráð fyrir að hlutfall innstreymis sé lágt ($<1/20$) en það gæti reynst hæpið við náttúrulegar aðstæður eins og t.d. þegar eldiskví rifnar og margir einstaklingar sleppa og ber að hafa það í huga þegar niðurstöður líkansins eru túlkaðar.

Áhrif endurtekinna erfðablöndunar á náttúrulega stofnstærð villtra stofna var könnuð með líkani Wang and Ryman (2001). Líkanið var byggt á eldra líkani (Ryman og Laikre, 1991) en það hafði sýnt fram á það að náttúruleg stofnstærð villts stofns gæti minnkað við einstaka erfðablöndun þrátt fyrir að heildarstofnstærð (N) ykist og stafaði það af lágri náttúrulegri stofnstærð hjá eldisfiski. Wang og Ryman líktu eftir stöðugu innstreymi eldisfisks í villtan stofn sem var undir burðargetu umhverfisins, þ.e. að vist villta stofnsins var ekki að fullu nýtt. Könnuð voru áhrif erfðablöndunar við þrjá mismunandi eldisstofna, 1) hreinan eldisstofn sem var alls óskyldur villtum fiski, 2) „villtan“ eldisstofn, þ.e. afkvæmi villts klakfisks voru alin í eldisumhverfi og 3) eldisstofn þar sem í var bætt villtum fiski. Niðurstöðurnar voru að náttúruleg stofnstærð villta stofnsins minnkaði fyrst við erfðablöndun en hún gat síðan aukist eftir stöðugt innstreymi eldisfisks í nokkrar kynslóðir. Náttúruleg stofnstærð villta stofnsins jókst aðeins ef hann blandaðist eldisstofni með fiski af fyrstu kynslóð í eldi eða eldisstofni sem hafði verið bættur með villtum fiski. Við stöðugt innstreymi eldisfisks í margar kynslóðir jókst heildarstofnstærð en það hafði jákvæð áhrif á náttúrulega stofnstærð og áhrif hendingar minnkuðu miðað við villtan stofn sem ekki hafði blandast. Hafa verður í huga að líkanið gerir ráð fyrir því að villtur stofn sé undir burðargetu umhverfisins en höfundarnir benda á að áhrifin af því að bæta eldisfiski í villtan stofn séu venjulega slæm ef hann er við burðargetu umhverfisins og jafnframt er ekki gert ráð fyrir áhrifum bústofnavals á eldisstofnana. Möguleiki líkansins til að spá fyrir um raunveruleg dæmi eru því takmörkuð.

3.2.3 Staðfest dæmi um áhrif erfðablöndunar

Margar rannsóknir á laxi sýna fram á að eldislax hefur minni burði en villtur lax til að lifa við náttúrulegar aðstæður. Þó að laxfiskar af eldisuppruna virðast geta aðlagast breyttum fæðuskilyrðum þegar þeir sleppa úr eldi (Jacobsen og Hansen, 2001) þá sýna rannsóknir á urriða (*Salmo trutta*) að fáir eldisfiskar af uppruna sjögöngufisks verða kynþroska (Ruzzante o.fl., 2004) og í flestum tilfellum eru hlutfallslega fáir sem ná að hrygna en uppruni fisksins skiptir einnig máli í því sambandi (t.d. Hansen o.fl., 2001; Hansen, 2002). Nýleg rannsókn á

laxi sýnir fram á bein tengsl milli þess hversu mikið eldislax blandast villtum laxi og neikvæð áhrif á hæfni villts lax (McGinnity o.fl., 2003). Rannsóknin var framkvæmd með yfirgripsmikilli æxlunartilraun þar sem frammistaða eftirfarandi hópa var borin saman við náttúrulegar aðstæður: afkvæmi villts lax, afkvæmi eldislax, fyrstu og annarar kynslóðar blendinga villts lax og eldislax og afkvæmi blendinga sem var æxlað með villtum laxi og eldislaxi. Áhrif vegna mismunandi æxlunarferlis voru fjarlægð í tilrauninni en rannsóknir sýna að það er oft mismunandi milli eldislax og villts lax og æxlunarárangur eldislax er minni þegar reynt er að líkja eftir náttúrulegum aðstæðum (Fleming o.fl., 1996, 2000; McLean o.fl., 2004). Lífslíkur hópanna voru metnar m.t.t. hrogna, seiða og hversu margir kynþroska fiskar snéru aftur í ána til að hrygna. Niðurstöðurnar voru m.a. þær að afkvæmi eldislaxa höfðu aðeins 2% lífslíkur miðað við afkvæmi villtra laxa, blendingar höfðu miðlungs lífslíkur en öfugt samband var milli lífslíka og erfðafræðilegs hlutdeildar eldisfisks. Augljóst var að neikvæð áhrif útæxlunar voru talsverð á fyrstu þroskunarstigum blendinga af annarri kynslóð. En við æxlun einstaklinga úr ólíkum stofnum geta hagstæð genakerfi brotnað upp, þ.e. að genakerfi sem myndast við staðbundna aðlögun stofna, og getur það minnkað hæfni einstaklinga eins og tilraunin sýndi fram á. Ennfremur kom í ljós að afkvæmi eldislaxa voru stærri og stóðu sig betur á sumum lífsstigum þó að heildarlífslíkur laxa af eldisuppruna væru lægri. Þar sem seiði eldislaxa voru stærri stóðu þau sig betur í samkeppni um fæðu og tóku yfir uppeldissvæði árinna. Sýnir þetta að þó að eldisfiskar séu venjulega ekki vel til þess fallnir að lifa við náttúrulegar aðstæður geta þeir samt sem áður haft neikvæð áhrif á hæfni villtra stofna með samkeppni á vissum lífsstigum og ef erfðablöndun á sér stað geta hagstæð genakerfi brotnað upp með útæxlun.

3.2.4. Erfðablöndun á meðal sjávarfiska

Hugsanlega er mikilvægur munur á rannsóknum á erfðablöndun þorskfiska og laxfiska þar sem eldisstofnar laxa eru oft myndaðir úr stofnum af fjarlægum uppruna og eru mjög frábrugðnir erfðafræðilega (Largiader og Scholl, 1996). Mikill erfðamunur milli laxastofna leiðir til aukinnar hættu á að genakerfi sem hafa byggst upp með aðlögun brotni upp við erfðablöndun. Mikill erfðamunur milli stofna gerir það jafnframt auðveldara að greina hvort erfðablöndun hefur átt sér stað þar sem fjarskyldir stofnar hafa að öllum líkindum nokkuð af ólíkum og einkennandi genasamsætum. Minni möguleiki er á því að greina erfðablöndun sjávarfiska þar sem erfðamunur er venjulega talsvert minni vegna meira genaflæðis milli stofna. Minni erfðamunur milli villtra stofna sjávarfiska og eldisstofna þarf samt sem áður ekki að þýða að erfðablöndun geti ekki haft neikvæð áhrif á villta stofna. Þó að aðlögun t.d. þorsks hefur lítið verið rannsökuð þá eru mismunandi svipgerðir og lífssögur milli stofna (t.d. Begg o.fl., 1999; McIntyre og Hutchings, 2003; Cardinale o.fl., 2004) sterk vísbending um

aðlögun stofna. Jafnframt að þó að lítill erfðamunur greinist á milli stofna sjávarfiska með erfðamörkum sem eru hlutlaus fyrir vali, eins og t.d. míkrósatellíta genaset, þá getur samt fundist talsverður munur milli stofna ef könnuð eru erfðamörk sem eru undir vali (Lemaire o.fl., 2000; Canino o.fl., 2005). Lítill erfðafræðilegur munur, sem greinist milli stofna með hlutlausum erfðamörkum, getur því eftir sem áður haft mikla líffræðilega þýðingu. Til þess að hægt sé að spá fyrir um hugsanleg áhrif erfðablöndunar hjá sjávarfiskum þarf augljóslega að rannsaka staðbundna aðlögun stofna mun meira og afla meiri vitneskju um erfðafræðilega byggingu þeirra. Í ljósi umfangsmikils laxeldis í heiminum og þess að stórfellt eldi sjávarfiska er fyrirsjáanlegt í náinni framtíð verður að efla rannsóknir á mögulegum langtíma áhrifum erfðablöndunar á villta stofna. Þar sem staða þekkingar á þessu sviði er takmörkuð og þá sérstaklega hjá sjávarfiskum er skynsamlegt að horfa til rannsókna á laxfiskum og byggja á þekkingunni sem þær hafa aflað.

3.3 Útbreiðsla og far eldisfisks (tryggð við hrygningarstöðvar)

Þegar laxaseiði ganga til sjávar úr þeirri á sem þau ólust upp í þá læra þau leiðina og nota til þess öll skilningarvit, sjón, lykt, segulsvið og straumlag. Þegar lax er rændur þessari reynslu ratar hann ekki heim. Er nóg að lax missi af hluta leiðarinnar, þá ratar hann ekki heim. Þetta hefur verið sýnt fram á í tilraunum erlendis t.d. í Noregi (Hansen o.fl., 1989). Rannsóknir hafa sýnt að ef gönguseiði sleppur úr kví leitar það þangað á ný þegar kynþroska er náð en fer síðan í ferskvatn í nágrenninu gjarnan laxveiðiá þegar nær dregur hrygningu. Sleppi fiskur síðar úr kvíum verður rötunin „heim“ ómarkvissari og getur sá flakkað meira og leitað í ár á stærra svæði þegar slíkur lax verður kynþroska. Lax sem sleppur stór leitar gjarnan undan hafstraumum uns kynþroska er náð og leitar hann þá í nálægar ár til hrygningar. Eins er það mjög háð því hvenær lax sleppur hvað mikið af honum lifir. Hæsta lifitalan er á laxi sem sleppur á gönguseiðastigi eða skömmu síðar og eins af laxi sem sleppur næstum því kynþroska fiskur að vori eða sumri (Heggberget o.fl., 1993). Reynslan sýnir einnig að lax sem sleppur úr kvíum gengur fremur í ár þar sem lax er fyrir, rennur á lyktina. Þetta kom m.a. fram hér á landi þegar lax slapp úr sláturkví í Norðfirði 2003 (Þórólfur Antonsson o.fl., 2003, Valdimar Gunnarsson og Eiríkur Beck, 2004) þá fannst lax úr sleppingum í laxveiðiám það er í Breiðdalsá, og Selá og Hofsá í Vopnafirði en ekki í bleikjuám á Austurlandi. Lax úr fiskeldi gengur hins vegar seinna upp í ár og skemmra en náttúrulegur lax (Guðjónsson, 1991; Valdimar Ingi Gunnarsson, 2002). Áhrif af flökkufiskum er því að jafnaði mest næst eldisstöðum en einnig fjær þá háð stefnu og styrk strauma frá eldisvæðum. Í sumum tilfellum geta áhrifin verið mjög langt frá eldisstað. Til dæmis er meira en þriðjungur laxa sem veiðist við Færeyjar af eldisuppruna (Hansen og Jacobsen, 2003).

Mun minna er vitað um ferðir sjávarfiska sem sleppa úr eldi og rannsóknir (m.a. í Noregi) sem nýta m.a. DST gagnaskráningarkerki til að segja til um ferðir eldisþorska eru tiltölulegar nýhafnar. Ljóst er að stök úr eldi og/eða dreifing erfðaefnis inn í villta stofna getur átt sér stað á öllum stigum eldisins. Þannig er vel þekkt að þorskar ná kynþroska og hrygna í kvíum. Jørstad (2006) notaði erfðabreyttan eldisstofn til að kanna hvort hrogn og annað ungvíði dreifðist út frá eldiskvíunum. Hann sýndi fram á að þéttleiki frjóvgaðra hroгна var mikill nálægt eldiskvíunum og að u.þ.b. 25% af öllum hrognum í firðinum fundust næst kvíunum. Kannanir á uppruna kviðpokaseiða í nágrenni kvíanna og einnig fyrir utan fjörðinn sýndu að 20-25% af seiðunum inn í firðinum komu frá eldinu og 19% af þeim sem var safnað fyrir utan fjörðinn.

3.4 Erfðabreyttir og þrílitna fiskar

Eldisfiskar og aðrar sjávarlífverur í eldi hafa verið erfðabreyttar m.a. í þeim tilgangi að hraða vexti, hafa áhrif á kynþroska, auka kuldapól, ónæmi og matgæði (Aleström o.fl., 1992; Devlin o.fl., 1995; Hew o.fl., 1995; Acosta o.fl., 2005;). Erfðabreytingin felur í sér að nýrri genasamsætu hefur verið komið fyrir í genamengi hennar. Erfðabreyttar lífverur (Genetically modified organisms, GMOs) þar með taldir erfðabreyttir fiskar (GM fish), geta haft neikvæð áhrif á villta stofna, bæði með kynblöndun og samkeppni um búsvæði og fæðu (Hindar, 1993; Devlin o.fl., 2006).

Fjölföldun litninga er talin vera ein besta leiðin í dag til að búa til gelda einstaklinga. Samkvæmt stöðlum frá Evrópubandalaginu (Directive 90/220/CEE, April 23, 1990) þá eru þrílitna einstaklingar ekki taldir vera erfðabreyttir (GMO). Mörg ráð og stofnanir, NASCO, FAO, ICES ofl, sem koma að eldismálum hafa mælt með þessari aðferð til að draga úr blöndun og neikvæðum áhrifum eldis- og erfðabreyttra fiska á villta stofna þó að samkeppni um búsvæði og fæðu sé ennþá til staðar. Einnig þykir þessi aðferð góð í eldi vegna þessa að geldir fiskar vaxa hraðar og eru að betri holdgæðum en kynþroska fiskar. Hjá flestum fiskum er tiltölulega auðvelt að þrefalda litningana og búa til þrílitna einstaklinga. Þetta er ýmist gert með hitasjokki, þrýstingi eða með því að æxla saman tví- og fjórlitna einstaklingum (Thorgaard og Allen, 1987; Ihssen o.fl., 1990; Purdom, 1993). Þessar aðferðir hafa verið settar upp og sannprófaðar fyrir margar eldistegundir, svo sem kólguflökk (sea bream), regnbogasilung, sandhverfu, urriða og ostrur.

Sjá nánar á heimasíðu EB verkefnisins GENIMPACT
(<http://genimpact.imr.no/workshops/viterbo/report>)

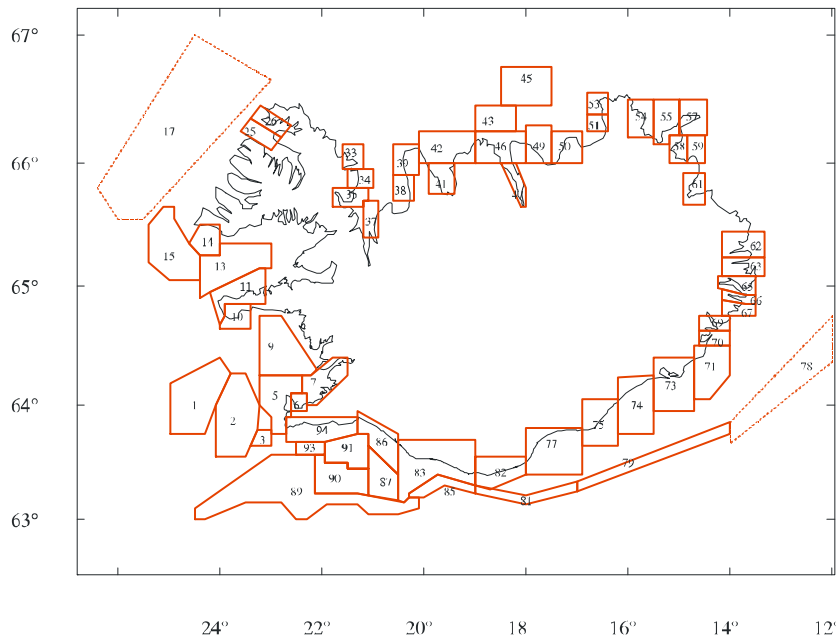
4. Strandsvæðastjórnun, stök fiska og vöktun

4.1 Strandsvæðastjórnun

Strandsvæðastjórnun (Costal Management) er nýtt hugtak í stjórnsýslunni á Íslandi en fram til þessa hefur ekki farið fram heilsteypt samantekt á nýtingu strandsvæða við Íslandsstrendur. Á þessu mun væntanlega verða breyting þegar Vatnatilskipun Evrópusambandsins verður innleidd í íslenskan rétt. Talsverð vinna hefur farið fram á vegum Evrópusambandsins á þessu sviði og má finna ýmsar upplýsingar um þau verkefni sem hafa verið unnin um samhæfða strandsvæðastjórnun í Evrópu (ICZM, Integrated Coastal Zone Management) á sérstakri heimasíðu verkefnisins (<http://ec.europa.eu/environment/iczm/home.htm>).

Strandsvæðin við strendur Íslands eru nýtt af ýmsum öðrum aðilum en fiskeldisfyrirtækjum. Veiðiréttarhafar og sportveiðimenn eru í beinni samkeppni við fiskeldisfyrirtækin um svæði. Stór strandsvæði hafa verið friðuð fyrir laxeldi með auglýsingu nr. 226/2001 um friðunarsvæði þar sem eldi frjórna laxa (*Salmo salar*) í sjókvíum er óheimil. Tilgangur friðunarinnar var að vernda þær laxveiðiár sem eru með mestu laxveiðina, en þetta eru laxveiðiár sem renna til sjávar á Faxaflóasvæðinu, Beiðafirði, Norðurlandi vestra, Skjálfandaflóa og á svæðinu frá Hraunhafnartanga að Glettinganesi. Með þessari auglýsingu var komið til móts við sjónarmið veiðiréttarhafa og sportveiðimanna vegna verndunarsjónarmiða eins og erfðablöndunar og sjúkdóma sem fylgja eldi á laxi af erlendum uppruna (Anna Rósa Böðvarsdóttir, 2004).

Á sama hátt má telja líklegt að þörf sé fyrir friðun vegna þorskeldis en starfsleyfi fyrir þorskeldi í námunda við hrygningarstöðvar þorsks hafa nú þegar verið veitt (sjá síðar) og ef þorskeldi verður arðbær atvinnugrein þá er hætt á að eftirsókn í svæði sem eru annað hvort beint yfir eða í námunda við hrygningarstöðvar villtra þorska muni fara stigvaxandi í framtíðinni. Útbreiðsla hrygningarsvæða þorsks hefur verið kortlögð (mynd 4.1). Kortlagningin var framkvæmd sem hluti af Evrópusambandsverkefninu „METACOD“ og var stuðst við útbreiðslu veiða á hrygningarfisk og staðsetningu sýna af hrygnandi þorski sem tekin hafa verið á Hafrannsóknastofnuninni síðastliðin 30 ár. Alls hafa verið skráð 94 hrygningarsvæði og eru þau mjög misjöfn af stærð. Stærstu svæðin eru við Suður-, Suðvesturland og í Breiðafirði en minnstu svæðin er við Norðvestur-, Norður- og Austurland.



4.1. mynd. Kort sem sýnir útbreiðslu hrygningarsvæða þorsks allt í kringum landið. Hver reitur afmarkar svæði sem hrygnandi þorskar hafa fundist á en segir ekki beint til um stærð einstakra hrygningarsvæða. Svæði sem eru merkt með brotalínum (17 og 76) eru lítt þekkt en þar hafa þó fundist þorskar á hrygningarstigi og nýfrjóvguð hrogn.

Íslensk stjórnvöld hafa ekki mótað stefnu í fiskeldi, ef frá er talið bann við eldi frjórna laxa í farleiðum göngulaxa. Laga- og reglugerðaumhverfi vegna fiskeldis er flókið, en að leyfum fyrir fiskeldi koma 5 stofnanir á tveimur stjórnsýslusviðum undir þremur ráðuneytum. Þessi ráðuneyti eru: umhverfis-, landbúnaðar- og sjávarútvegsráðuneytið. Stofnanirnar eru Skipulagsstofnun, þar sem allar framkvæmdir yfir 200 tonnum eru tilkynningarskyldar m.t.t. mats á umhverfisáhrifum, Umhverfisstofnun sem veitir starfsleyfi fyrir meira eldi en 200 tonn og heilbrigðiseftirlit sveitarfélaga sem veitir starfsleyfi fyrir minna eldi en 200 tonn á 10 heilbrigðiseftirlitssvæðum. Rekstrarleyfi eru síðan veitt af veiðimálastjóra vegna ferskvatnsfiska og Fiskistofu vegna nytjastofna sjávar (Anna Rósa Böðvarsdóttir, 2004).

Umhverfisgögnum sem skilað skal til Skipulagsstofnunar vegna tilkynningar um framkvæmdir sem hugsanlega eru matskyldar eru skv. 1. tl. 3. viðauka reglugerðar nr. 1123/2005, um mat á umhverfisáhrifum, stærð og umfang framkvæmdar, sammögnunaráhrif með öðrum framkvæmdum, nýting náttúruauðlinda, úrgangsmýndun, mengun og ónæði frá framkvæmdinni og slyshætta, einkum með tilliti til efna eða aðferða sem notaðar eru við framkvæmdina. Einnig þarf að gera grein fyrir staðsetningu framkvæmdar, sérstaklega m.t.t. verndarsvæða eins og friðlýstra náttúruminja og svæða sem njóta verndar samkvæmt samþykktum alþjóðasamninga sem Ísland er bundið af (www.reglugerd.is).

En strandsvæðastjórnun snýr ekki eingöngu að nýtingu fiskeldisíðnaðarins á strandsvæðunum. Margir aðilar í ferðaþjónustu, veiðiréttarhafar, æðarbændur, kræklingaræktendur, sportkafarar og siglingamenn nota strandsvæðin í eigin þágu. Strandsvæðin búa einnig yfir ómetanlegum náttúruverndarsvæðum í sjó eins og hverastrýtunum í Eyjafirði og viðkomusvæðum farfugla á ferð sinni til og frá Grænlandi og Kanada frá vetrarstöðvum í Evrópu.

Í þessari skýrslu er einungis horft til nýtingar strandsvæðanna til fiskeldis, en það er annað verkefni að gera samantekt á samhæfðri strandsvæðastjórnun.

Mikil ásókn er í starfsleyfi fyrir þorskeldi á Vestfjörðum, Austfjörðum og í Eyjafirði. Stærstu sjókvíaeldisstöðvarnar eru á Austfjörðum, en þær hafa starfsleyfi fyrir allt að 24.000 tonnum af laxi og 5000 tonnum af þorski á ári. Í Eyjafirði hafa verið gefin út starfsleyfi fyrir þrjár þorskeldisstöðvar með um allt að 4.200 tonnum af þorski. Á Vestfjörðum hefur Umhverfisstofnun veitt starfsleyfi fyrir 1 eldisstöð með 2000 tonn af þorski (www.ust.is). Heilbrigðiseftirlit sveitarfélaga hefur veitt starfsleyfi fyrir um 15.000 tonnum. Ekki er starfssemi með öll þessi starfsleyfi, en rekstrarleyfi hafa verið gefin út fyrir um 4500 tonnum (Valdimar Ingi Gunnarsson, 2004). Þetta er ef til vill til marks um þá fullyrðingu að menn séu að taka frá svæði fyrir eldi, þar sem ekki er hafin starfssemi nema á hluta þessara eldiseininga. Sumar þessar eldiseiningar eru í nálægð við þekkt hrygningarsvæði þorsks, s.s. í Eyjafirði, á Austfjörðum, í Hvalfirði og Stakksfirði, auk Ísafjarðardjúps. Betra yfirlit mætti ef til vill fá yfir útgáfu starfsleyfa í fiskeldi ef þau væru öll á hendi eins aðila, t.d. Umhverfisstofnunar.

4.2 Strok fiska – mótvægisaðgerðir og líkur

Eitt af því sem olli áhyggjum á fyrstu árum sjókvíaeldis við strendur Íslands var ótti við slysasleppingar og strok fiska og mögulega erfðablöndun þeirra við villtan náttúrulegan lax í íslenskum laxveiðiám. Í laxeldi því sem hófst á seinni hluta níunda áratugarins var mikið um að lax slyppi. Ástæður voru fjölmargar en stöfuðu að stóru leyti af reynsluleysi og vanmati á aðstæðum hér við land. Sá lax sem þá slapp úr kvíum kom fram í laxveiðiánum og þá helst næst eldissvæðunum (Sigurður Guðjónsson 1991). Hin síðari ár hefur aðeins verið skráð eitt tilfelli af sleppislysi, en það átti sér ekki stað við kvíaeldisstöðina sjálfa, heldur vegna áreksturs báts við geymslukví á hafnarsvæði við Neskaupsstað síðla árs 2003. Talið er að á þennan hátt hafi um það bil 3000 fiskar sloppið áður en þeim var. Nokkurra laxa varð vart í laxveiðiám á Austurlandi sama haust og þeir sluppu en ekki eftir það (Ingi Rúnar Jónsson og Þórólfur Antonson, 2004, Valdimar Gunnarsson og Eiríkur Beck 2004).

Til að fyrirbyggja strok fiska úr sjókvíaeldi er leyfishöfum gert að nota einungis kvíar af bestu og sterkustu gerð sem þróuð hefur verið. Einnig er mikilvægt að kvíafestingar séu þannig frágengnar að kvíar geti ekki slitnað upp í vondum veðrum. Leyfishöfum er einnig gert að fylgjast reglulega með nótum, og skoða hvort göt hafi komið á næturnar eftir að þær hafa verið þjónustaðar eða fiskur fluttur á milli kvía og staðsetninga (www.ust.is).

Þótt ekki hafi orðið vart við strok laxa úr eldiskvíum, hefur aftur á móti orðið vart við strok þorska úr kvíum. Þorskar hafa annað hegðunarmynstur í kvíum en laxar. Laxar synda í hringi, en þorskurinn virðist skoða kvíarnar, og leita upp göt og veikleika í nótunum (Moe, o.fl., 2007). Þorskur virðist því naga göt á næturnar og strýkur á þann hátt. Til að koma í veg fyrir slík strok, þarf að kafa reglulega með kvíunum og leita að smágötum og veikleikum sem þorskurinn gæti nýtt sér til stroks. Hversu reglulega er ekki gott að segja til um, en vel mætti hugsa sér að það yrði gert að minnsta kosti einu sinni í mánuði, og alltaf eftir að bátar hafa verið á ferðinni við kvíarnar.

Líkur á stroki fiska úr eldi eru í réttu hlutfalli við umfang eldisins. Hér á landi er umfang sjókvíaeldis ekki orðið sambærilegt að magni og í Noregi og Skotlandi, en þar eru gríðarlegar háar tölur um strok úr eldi. Laxeldi í kvíum er héraendis aðeins 1/1000 af því sem það er í Noregi og Skotlandi, því má reikna með því að strok geti orðið hlutfallslega það sama og gerist þar, og ívið meira, þar sem veður eru óstöðugri við Ísland en bæði Skotland og Noreg.

4.3 Vöktunaráætlun

Umhverfisvöktun

Umhverfisstofnun hefur á síðustu mánuðum verið að vinna að nýrri áætlun um vöktun á umhverfinu í tengslum við sjókvíaeldi. Í þessari áætlun er lagt til að árlega verði mælt botnset undir og við sjókvíar ári eftir að eldi hefst og það gert í þrjú ár. Þá verði metið hvort þörf sé á frekari mælingum eða hvort þeim megi fækka. Fyrirkomulagið verði þannig að tekin eru botnsýni undir kvíunum á 4 stöðum í 25 m og 50 m fjarlægð í beinni línu undan straumi og ofan við kvíarnar m.t.t. straumstefnu. Einnig á að taka viðmiðunarsýni (núll stöð) á stöðum sem valdir eru í firðinum þar sem aðstæður eru sem líkast þeim sem eru undir kvíunum og engin mengunaráhrif þekkt. Gæta skal þess að straumar og botngerð séu sem sambærilegust. Fjöldi sýna sem taka skal undir kvíunum fer eftir umfangi eldisins. Sé gert ráð fyrir 10 kvíum, þá séu tekin þar 10 sýni, þau skoðuð með tilliti til þykktar efsta lags, lyktar, litar og gerðar. Mælingar séu gerðar á 3 áhrifamestu sýnunum, og þá mælt lífrænt efni

(glæðitap), kopar, sink, fosfór og köfnunarefni. Tegundagreind og talin fjöldi lifandi dýra í setinu. Mælingar gerða á pH og redox gildi. Öll sýnin skulu staðsett með GPS mælingum.

Efni sem vöktuð eru í vatnsmassanum eru uppleyst næringarsölt, s.s. fosfór, nítrat, kísill og cholorphyll a, þar sem það telst nauðsynlegt vegna hættu á þörungablóma.

Umhverfisstofnun hefur verið að skoða hvort hægt sé að leita í reynslubrunn Færeyinga varðandi flokkunarkerfi og mat á umhverfisáhrifum fiskeldisins (Stefán Einarsson 2007).

5. Niðurlag

Aukin áhersla á eldi nytjastofna krefst aukinnar þekkingar á öllum þáttum sem tengjast samskiptum eldis og villtra stofna. Stofngerð tegunda sem nýttar eru í eldi er oft flókin og samsett úr mörgu stofnum, undirstofnum eða lífssöguhópum sem einkennast af langtíma aðlögunum einstaklinga að sínu nánasta umhverfi. Ljóst er að hættan á slysasleppingum verður alltaf til staðar auk þess sem að hrygning getur átt sér stað í kvíunum og hrogn og kviðpokaseiði af eldisuppruna geta dreifst út frá þessum svæðum og blandast saman við afkvæmi villtu stofnanna.

Stór svæði hafa verið friðuð gegn eldi á lax í þeim tilgangi að vernda villta laxastofna. Sambærilegar aðgerðir hafa ekki verið framkvæmdar í tengslum við eldi á sjávardýrum. Þorskur hrygnir inn á flestum fjörðum við landið og því er hætta á blöndun sem og beinni mengun vegna eldis á hrygningarsvæðum. Mikilvægt er að kortleggja nákvæmlega hrygningarsvæði eldistegunda og taka mið af staðsetningu þessara svæða við úthlutun strandsvæða til eldis.

Þekking á áhrifum erfðablöndunar hjá sjávarfiskum er af skornum skammti. Því er nauðsynlegt að efla rannsóknir á staðbundinni aðlögun stofna og afla meiri vitneskju um erfðafræðilega byggingu þeirra. Í ljósi umfangsmikils laxeldis í heiminum og þess að stórfellt eldi sjávarfiska er fyrirsjáanlegt í náninni framtíð verður að efla rannsóknir á mögulegum langtíma áhrifum erfðablöndunar á villta stofna. Þar sem staða þekkingar á þessu sviði er takmörkuð og þá sérstaklega á sjávarfiskum er skynsamlegt að horfa til rannsókna á laxi og byggja á þekkingunni sem þær hafa aflað.

Strandsvæðastjórnun er nýtt hugtak í íslenskri stjórnsýslu og hefur ekki verið skilgreint kerfisbundið hvernig haga skuli nýtingu strandsvæða við Ísland með tilliti til fiskeldis og annarrar nýtingar. Strandsvæði eru nýtt af ýmsum aðilum öðrum en fiskeldisfyrirtækjum svo sem aðilum í ferðþjónustu, æðarbændum, sportköfufurum og siglingamönnum. Auk þess búa strandsvæðin yfir ómetanlegum hrygningar-, uppeldis- og náttúrverndasvæðum í sjó. Mikilvægt er að vinna við samþætta strandsvæðastjórnun hefjist sem fyrst.

Laga- og reglugerðarumhverfi vegna fiskeldis er flókið, en að leyfum fyrir fiskeldi koma 5 stofnanir á tveimur stjórnsýslusviðum undir þremur ráðuneytum. Umhverfisstofnun veitir eingöngu starfsleyfi fyrir meira eldi en 200 tonnum. Heilbrigðiseftirlitin á hverju svæði veita starfsleyfi fyrir eldi sem er minna en 200 tonn. Mikilvægt er að samfara vinnu við samþætta strandsvæðastjórnun þá verði útgáfa starfsleyfa samþætt og færð undir einn aðila.

6. Tilvitnanir

- Acosta, J., Carpio, Y., Borroto, I., González, O. and Estrada M. P. 2005. Myostatin gene silenced by RNAi show a zebrafish giant phenotype. *Journal of Biotechnology*, 119: 324–331.
- Aleström, P., Kisen, G., Klungland, H. and Andersen, Ø. 1992. Fish gonadotropin-releasing hormone gene and molecular approaches for control of sexual maturation - Development of a transgenic fish model. *Molecular Marine Biology and Biotechnology* 1: 376-379.
- Alvarez, D., and Nicieza, A. G. 2003. Predator avoidance behaviour in wild and hatchery-reared brown trout: the role of experience and domestication. *Journal of Fish Biology*, 63: 1565-1577.
- Anna Rósa Böðvarsdóttir. 2004. Fiskeldi í sjókvíum við strendur Íslands: Umfjöllun um ferli leyfisveitinga, mat á umhverfisáhrifum og vöktunaraðferðir. Meistaraprófsritgerð við Háskóla Íslands. 175 bls.
- Begg, G. A., Hare, J. A. and Sheehan, D. D. 1999. The role of life history parameters as indicators of stock structure. *Fisheries Research*, 43: 141-163.
- Berejikian, B. A. 1995. The effects of hatchery and wild ancestry and experience on the relative ability of steelhead trout fry (*Oncorhynchus mykiss*) to avoid a benthic predator. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 52: 2476-2482.
- Berejikian, B. A. and Teza, E. P. 2001. Reproductive behavior and breeding success of captive reared chinook salmon. *North American Journal of Fisheries Management*, 21: 255-260.
- Berrebi, P., Poteaux, C., Fissier, M. and Cattaneo-Berrebi, G. 2000. Stocking impact and allozyme diversity in brown trout from Mediterranean southern France. *Journal of Fish Biology*, 56: 949-960.
- Bjarni Sæmudsson. 1924. Fiskarnir (Pisces Islandiae). Félgasprentsmiðjan, Reykjavík
- Bravington, M. V. and Ward R. D. 2004. Microsatellite DNA markers: evaluating their potential for estimating the proportion of hatchery-reared offspring in a stock enhancement programme. *Molecular Ecology*, 13: 1287–1297.
- Brawn, V. M. 1961. Sound production by the cod (*Gadus callarias* L.). *Behaviour*, 18: 239-245.
- Campana, S. E. 1999. Chemistry and composition of fish otoliths: pathways, mechanisms and applications. *Marine Ecology Progress Series*, 188: 263-297.
- Campana, S. E., Chouinard, G. A., Hanson, J. M., Fréchet, A. and Brattey, J. 2000. Otolith elemental fingerprints as biological tracers of fish stocks. *Fisheries Research*, 46: 343-357.
- Canino, M. F., O'Reilly, P. T., Hauser, L., Bentzen, P. 2005. Genetic differentiation in walley pollock (*Theragra chalcogramma*) in response to selection at the pantophysin (PanI) locus. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 62: 2519-2529.
- Cardinale, M., Arjes, P. D., Kastowsky, M. and Mosegaard, H. 2004. Effects of sex, stock, and environment on the shape of known-age Atlantic cod (*Gadus morhua*) otoliths. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 61:158-167.
- Chikhi, L., Bruford, M. W. and Beaumont, M. A. 2001. Estimation of admixture proportions: a likelihood-based approach using Markov Chain Monte Carlo. *Genetics*, 158: 1347-1362.
- COFI/FAO, 2006. <http://www.fao.org/newsroom/en/news/2006/1000383/index.html>
- Crow, J.F., and M. Kimura 1970. An introduction to population genetics theory. Harper and Row, New York. 591 pp.

- Daníelsdóttir, A. K., Marteinsdóttir, G., Arnason, F. and Gudjonsson, S. 1997. Genetic structure of wild and reared Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) populations in Iceland. *ICES Journal of Marine Science*, 54: 986-997.
- Devlin, R. H., Sundström, L. F. and Muir, W. M. 2006. Interface of biotechnology and ecology for environmental risk assessments of transgenic fish. *TRENDS in Biotechnology*, 24: 89-97.
- Devlin R. H., Yesaki, T. Y., Donaldson, E. M., Du, S. J. and Hew, C. L. 1995. Production of germline transgenic Pacific salmonids with dramatically increased growth performance. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 52: 1376-1384.
- Doupe, R. G., Partridge, G. J. and Lymbery, A. J. 2003. Visible implant fluorescent elastomer tags as pedigree markers for applied aquaculture: an evaluation using black bream *Acanthopagrus butcheri*. *Aquaculture Research*, 34: 681-683.
- Einum, S. and Fleming, I. A. 1997. Genetic divergence and interactions in the wild among native, farmed and hybrid Atlantic salmon. *Journal of Fish Biology*, 50: 634-651.
- Eyjólfur Friðgeirsson. 1982. Hrygning þorsks og ýsu 1976-1981. *Ægir* 75:417-424.
- Evans, B., Bartlett, J., Sweijid, N., Cook, P. and Elliott, N. G. 2004. Loss of genetic variation at microsatellite loci in hatchery produced abalone in Australia (*Haliotis rubra*) and South Africa (*Haliotis midae*). *Aquaculture*, 233: 109-127.
- Exadactylos, A., Geffen, A. J. and Thorpe, J. P. 1999. Growth and genetic variation in hatchery-reared larval and juvenile Dover sole, *Solea solea* (L.). *Aquaculture*, 176: 209-226.
- Fevolden, S. E. and Pogson, G. H. 1997. Genetic divergence at the synaptophysin (*Syp* I) locus among Norwegian coastal and northeast arctic populations of Atlantic cod. *Journal of Fish Biology*, 51: 895-908.
- Fiske, P., Lund, R. A. and Hansen, L. P. 2005. Identifying fish farm escapees. *In* Stock Identification Methods, Applications in Fishery Science, pp. 659–680. Ed. by S. X. Cadrin, K. D. Friedland and J. R. Waldeman. Academic Press, Elsevier, Amsterdam.
- Fleming, I. A. and Einum, S. 1997. Experimental tests of genetic divergence of farmed from wild Atlantic salmon due to domestication. *ICES Journal of Marine Science*, 54: 1051-1063.
- Fleming, I. A., Hindar, K., Mjølnerod, I. B. Jonsson, B., Balstad, T. and Lamberg, A. 2000. Lifetime success and interactions of farm salmon invading a native population. *Proceedings of the Royal Society of London Series B, Biological Sciences*, 267: 1517-1523.
- Fleming, I. A., Jonsson, B., Gross, M. R. and Lamberg, A. 1996. An experimental study of the reproductive behaviour and success of farmed and wild Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Journal of Applied Ecology*, 33: 893-905.
- Garant, D., Dodson, J. J. and Bernatchez, L. 2000. Ecological determinants and temporal stability of the within-river population structure in Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). *Molecular Ecology* 9: 615-628.
- Garant, D., Fleming, I. A., Einum, S., and Bernatchez, L. 2003. Alternative male life-history tactics as potential vehicles for speeding introgression of farmed salmon traits into wild populations. *Ecology Letters*, 6: 541-549.
- Garcia-Marin, J. L., Jorde, P. E., Ryman, N., Utter, F. and Pla, C. 1991. Management implications of genetic differentiation between native and hatchery populations of brown trout (*Salmo trutta*) in Spain. *Aquaculture*, 95: 235-249.
- Gjøen, H. M. and Bentsen, H. B. 1997. Past, present and future of genetic improvement in salmon aquaculture. *ICES Journal of Marine Science*, 54: 1009-1014.

- Gildberg, A. 2004. Digestive enzyme activities in starved pre-slaughter farmed and wild-captured, Atlantic cod (*Gadus morhua*). *Aquaculture*, 238: 343-353.
- Grahl-Nielsen, O. 2005. Fatty acid profiles as natural marks for stock identification. *In* Stock Identification Methods, Applications in Fishery Science, pp. 247–269. Ed. by S. X. Cadrin, K. D. Friedland and J. R. Waldeman. Academic Press, Elsevier, Amsterdam.
- Gudjonsson, S. 1991. Occurrence of reared salmon in natural salmon rivers in Iceland. *Aquaculture*, 98: 133-142.
- Hansen, L. P., Døving, K. B. and Jonsson, B. 1987. Migration of farmed adult Atlantic salmon with and without olfactory sense, released on the Norwegian coast. *Journal of Fish Biology*, 30: 713–721.
- Hansen, L. P. and Jacobsen, J. A. 2003. Origin and migration of wild and escaped farmed Atlantic salmon, *Salmo salar* L., in oceanic areas north of the Faroe Islands. *ICES Journal of Marine Science*, 60: 110-119.
- Hansen, L. P., Jacobsen, J. A. and Lund, R. A. 1993. High numbers of farmed Atlantic salmon, *Salmo salar* L., observed in oceanic waters north of the Faroe Islands. *Aquaculture and Fisheries Management*, 24: 777–781.
- Hansen, L. P. and Jonsson, B. 1989. Salmon ranching experiments in the River Imsa – Effect of timing of Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolt migration on survival to adults. *Aquaculture*, 82: 367-373.
- Hansen, L. P., Reddin, D. G. and Lund, R. A. 1997. The incidence of reared Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) of fish farm origin at West Greenland. *ICES Journal of Marine Science*, 54: 152–155.
- Hansen, M. M. 2002. Estimating the long-term effects of stocking domesticated trout into wild brown trout (*Salmo trutta*) populations: an approach using microsatellite DNA analysis of historical and contemporary samples. *Molecular Ecology*, 11: 1003-1015.
- Hansen, M. M., Ruzzante, D. E., Nielsen, E. E. and Mensberg, K.-L, D. 2001. Brown trout (*Salmo trutta*) stocking impact assessment using microsatellite DNA markers. *Ecological Applications*, 11: 148-160.
- Hartl, D. L. and Clark, A. G. 1997. Principles of population genetics. Third edition. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts. 542 pp.
- Hauser, L., Seamons, T. R., Dauer, M., Naish, K. A. and Quinn, T. P. 2006. An empirical verification of population assignment methods by marking and parentage data: hatchery and wild steelhead (*Oncorhynchus mykiss*) in Forks Creek, Washington, USA. *Molecular Ecology*, 15: 3157–3173.
- Heggberget, T. G., Johnsen, B. O., Hindar, K., Jonsson, B., Hansen, L. P., Hvidsten, N. A. and Jensen, A. J. 1993. Interaction between wild and cultured Atlantic salmon: a review of the Norwegian experience. *Fisheries Research* 18: 123-146.
- Hew, C. L., Fletcher, G. L. and Davies, P. L. 1995. Transgenic salmon: tailoring the genome for food production. *Journal of Fish Biology*, 47: 1-19.
- Hindar, K. 1993. Genetically engineered fish and their possible environmental impact. NINA Oppdragsmelding 215: 1-48.
- Hindar, K., Ryman, N. and Utter, F. 1991. Genetic effects of aquaculture on natural fish populations. *Aquaculture*, 98: 259-261.
- Hutchings, J. A., Bishop, T. D., and McGregor-Shaw, C. R. 1999. Spawning behaviour of Atlantic cod, *Gadus morhua*: evidence of mate competition and mate choice in a broadcast spawner. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 56: 97–104.

ICES. 2006. Extract of the Report of the Working Group on North Atlantic Salmon Stocks (WGNAS), May 2006, ICES Headquarters. 69 pp.

Jacobsen, J. A. and Hansen, L. P. 2001. Feeding habits of wild and escaped farmed Atlantic salmon, *Salmo salar* L., in the Northeast Atlantic. ICES Journal of Marine Science, 58: 916-933.

Jamieson, A. and Jónsson, J. 1971. The Greenland component of spawning cod at Iceland. Conseil International pour l'exploration de la Mer. Rapports et Procès Verbaux 161: 65-72.

Järvi, T. 1990. The effect of male dominance, secondary sexual characteristics and female mate choice on the mating success of male Atlantic salmon *Salmo salar*. Ethology, 84: 123-132.

Johansen, S. and Bakke, I. 1996. The complete mitochondrial DNA sequence of Atlantic cod (*Gadus morhua*): relevance to taxonomic studies among codfishes. Molecular Marine Biology & Biotechnology, 5: 203-214.

Johnsson, J. I., Petersson, E., Jonsson, E., Bjornsson, B. T. and Järvi, T. 1996. Domestication and growth hormone alter antipredator behaviour and growth patterns in juvenile brown trout, *Salmo trutta*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 53: 1546-1554.

Jones, J. W. 1959. The Salmon. Collins, London. 192 pp.

Jonsson, B. 1997. A review of ecological and behavioural interactions between cultured and wild Atlantic salmon. ICES Journal of Marine Science, 54: 1031-1039.

Jonsson, B., and Jonsson, N. 2006. Cultured Atlantic salmon in nature: a review of their ecology and interaction with wild fish. ICES Journal of Marine Science, 63: 1162-1181.

Jonsson, B., Jonsson, N., and Hansen, L. P. 1990. Does juvenile experience affect migration and spawning of adult Atlantic salmon? Behavioral Ecology and Sociobiology, 26: 225-230.

Jonsdottir, I., Campana, S. and Marteinsdottir, G. 2006a. Discrimination of spawning groups of Icelandic cod (*Gadus morhua*) using otolith shape and population parameters. ICES Journal of Marine Science, 63: 1501-1511.

Jonsdottir, I., Campana, S. and Marteinsdottir, G. 2006b. Stock structure of Icelandic cod (*Gadus morhua*) based on otolith chemistry. Journal of Fish Biology, 69 (Supplement C): 136-150.

Jónsdóttir, Ó. D. B., Daníelsdóttir, A. K. and Nævdal, G. 2001. Genetic differentiation among Atlantic cod (*Gadus morhua* L.) in Icelandic waters: temporal stability. ICES Journal of Marine Science, 58: 114-122.

Jónsdóttir, Ó. D. B., Imsland, A. K., Daníelsdóttir, A. K., Thorsteinsson, V. and Nævdal, G. 1999. Genetic differentiation among Atlantic cod in south and south-east Icelandic waters: synaptophysin (*Syp* I) and haemoglobin (*Hbl*) variation. Journal of Fish Biology, 54:1259-1274.

Jørstad, K. E. 1991. Epidemiology and effects on gene pools (Workshop Report). ICES mar. Sci. Symp., 192: 211-212.

Jørstad, K. E. 2004. Genetic studies in marine stock enhancement in Norway. In Proceedings of Second International Symposium on Stock Enhancement and Sea Ranching, pp. 339-352. Ed. by K. Leber, S. Kitada, H. L. Blankenship and T. Svåsand. Blackwell Science Ltd., Oxford.

Jørstad, K. E., Nævdal, G., Karlsen, Ø., Torkildsen, S., Paulsen, O. I. and Otterå, H. 2004. Long term studies on genetic interaction between wild and ranched cod (*Gadus morhua*) by use of a genetic marked strain. Fisheries Society of the British Isles Annual Symposium, 19- 23 July 2004, Imperial College, London.

Jørstad, K. E., Skaala, Ø. and Dahle, G. 1991. The development of biochemical and visible genetic

markers and their potential use in evaluating interaction between cultured and wild fish populations. ICES mar. Sci. Symp. 192: 200-205.

Ihssen, P. E., McKay, L. R., McMillan, I. and Phillips, R. B. 1990. Ploidy manipulation and gynogenesis in fishes: cytogenetic and fisheries applications. Transactions of the American Fisheries Society, 119: 698-717.

Jørstad, K. E., van der Meeren, T., Paulsen, O. I., Thomsen, T. and Svåsand, T. 2006. Escapement of eggs from farmed cod spawning in net pens and offspring intermingling with natural spawned larvae. The third international symposium on stock enhancement and sea ranching, September 2006, Seattle, USA.

Kjesbu, O. S. 1989. The spawning activity of cod, *Gadus morhua* L. Journal of Fish Biology, 34: 195–206.

Kincaid, H. L. 1983. Inbreeding in fish populations used for aquaculture. Aquaculture, 33: 215–227.

Koljonen, M.-L., King, T. L. and Nielsen, E. E. 2006. Genetic identification of individuals and populations. In *The Atlantic Salmon: Genetics, Conservation and Management*. Ed. by E. Verspoor, L. Stradmeyer, and J. L. Nielsen. Blackwell Publishing, Oxford.

Lacroix, G. L. and Stokesbury, M. J. W. 2004. Adult return of farmed Atlantic salmon escaped as juveniles into freshwater. Transactions of the American Fisheries Society, 133: 484–490.

Largiader, C. R. and Scholl, A. 1996. Genetic introgression between native and introduced brown trout *Salmo trutta* L populations in the Rhone River Basin. Molecular Ecology, 5: 417-426.

Lemaire, C., Allegrucci, G., Naciri, M., Sfar, L. B., Kara, H., and Bonhomme, F. 2000. Do discrepancies between microsatellite and allozyme variation reveal differential selection between sea and lagoon in the sea bass (*Dicentrarchus labrax*)? Molecular Ecology, 9: 457–467.

Lund, R. A. and Hansen, L. P. 1991. Identification of wild and reared Atlantic salmon, *Salmo salar* L., using scale characteristics. Aquaculture and Fisheries Management, 22: 499-508.

Lynch, M., Blanchard, J., Houle, D., Kibota, T., Schultz, S., Vassilieva, L. and Willis, J. 1999. Perspective: spontaneous deleterious mutation. Evolution, 53: 645–663.

Lynch, M. and O'Hely, M. 2001. Captive breeding and the genetic fitness of natural populations. Conservation genetics, 2: 363-378.

McGinnity, P., Prodohl, P., Ferguson, K., Hynes, R., O'Maoileidigh, N., Baker, N., Cotter, D., O'Hea, B., Cooke, D., Rogan, G., Taggart, J. and Cross, T. 2003. Fitness reduction and potential extinction of wild populations of Atlantic salmon, *Salmo salar*, as a result of interactions with escaped farm salmon. Proceedings of the Royal Society of London Series B, Biological Sciences, 270: 2443-2450.

McIntyre, T. M. and Hutchings, J. A. 2003. Small-scale temporal and spatial variation in Atlantic cod (*Gadus morhua*) life history. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 60: 1111-1121.

McLean, J. E., Bentzen, P. and Quinn, T. P. 2004. Differential reproductive success of sympatric, naturally spawning hatchery and wild steelhead, *Oncorhynchus mykiss*. Environmental Biology of Fishes, 69: 359-369.

McVeigh, H. P., Bartlett, S. E. and Davidson, W. S. 1991, Polymerase chain reaction/direct sequence analysis of the cytochrome b gene in *Salmo salar*. Aquaculture, 95: 225-233.

Moe, H., Dempster, T., Sunde, L. M., Winther, U., and Fredheim, A. 2007. Technological solutions and operational measures to prevent escapes of Atlantic cod (*Gadus morhua*) from sea cages. Aquaculture Research, 38: 91-99.

- Morgan, M. J., and Trippel, E. A. 1996. Skewed sex ratios in spawning shoals of Atlantic cod (*Gadus morhua*). ICES Journal of Marine Science, 53: 820–826.
- Naylor, R., Hindar, K., Fleming, I. A., Goldberg, R., Williams, S., Volpe, J., Whoriskey, F., Eagle, J., Kelso, D. and Mangel, M. 2005. Fugitive salmon: assessing the risks of escaped fish from net-pen aquaculture. BioScience, 55: 427-437.
- Nei, M. 1978. Estimation of average heterozygosity and genetic distance from small number of individuals. Genetics, 89: 583-590.
- Nordeide, J. T. 1998. Coastal cod and north-east Arctic cod: do they mingle at the spawning grounds in Lofoten? Sarsia, 83: 373-379.
- Norwegian Fisheries Directorate. (2005) Statistics for Aquaculture 2005. [www.fskeridir.no/fskeridir/kystsone og havbruk/statistikk](http://www.fskeridir.no/fskeridir/kystsone%20og%20havbruk/statistikk)
- O'Leary, D. B., Caughlan, J., McCarthy, T. V., and Cross, T. F. 2006. Application of a rapid method of SNP analyses (glycosylase mediated polymorphism detection) to mtDNA and nuclear DNA of cod *Gadus morhua*. Journal of Fish Biology, 69 (Supplement A): 145-153.
- Paland, S. and Shmid, B. 2003. Population size and the nature of genetic load in *Gentianella germanica*. Evolution, 57: 2242–2251.
- Pampoulie, C., Ruzzante, D. E., Chosson, D., Jörundsdóttir, Th., Taylor, L., Þorsteinsson, V., Daníelsdóttir, A. K. and Marteinsdóttir, G. 2006. The genetic structure of Atlantic cod (*Gadus morhua*) around Iceland: insight from microsatellites, the *Pan I* locus, and tagging experiments. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 63: 2660-2674.
- Pella, J. and Masuda, M. 2001. Bayesian methods for analysis of stock mixtures from genetic characters. Fishery Bulletin, 99: 151-167.
- Petursdottir, G., Begg, G., and Marteinsdottir, G. 2006. Discrimination between Icelandic cod (*Gadus morhua* L.) populations from adjacent spawning areas based on otolith growth and shape. Fisheries Research, 80:182-189.
- Pollard, M. J., Kingsford, M. J. and Battaglione, S. C. 1998. Chemical marking of juvenile snapper, *Pagrus auratus* (Sparidae), by incorporation of strontium into dorsal spines. Fishery Bulletin, 97: 118-131.
- Pritchard, J. K., Stephens, M. and Donnelly, P. 2000. Inference of population structure using multilocus genotype data. Genetics, 155: 945-959.
- Purdom, C. E. 1993. Genetics in fish breeding. Chapman & Hall, London. 277 pp.
- Renshaw, M. A., Saillant, E., Broughton, R. E. and Gold, J. R. 2006. Application of hypervariable genetic markers to forensic identification of 'wild' from hatchery-raised red drum, *Sciaenops ocellatus*. Forensic Science International, 156: 9–15.
- Rowe, S. and Hutchings, J. A. 2003. Mating systems and the conservation of commercially exploited marine fish. Trends in Ecology and Evolution, 18: 567-572.
- Rowe, S., Hutchings, J. A., Bekkevold, D. and Rakitin, A. 2004. Depensation, probability of fertilization, and the mating system of Atlantic cod (*Gadus morhua* L.). ICES Journal of Marine Science, 61: 1144–1150.
- Ryman, N. and Laikre, L. 1991. Effects of supportive breeding on the genetically effective population-size. Conservation Biology, 5: 325-329.
- Saegrov, H., Hindar, K., Kalas, S. and Lura, H. 1997. Escaped farmed Atlantic salmon replace the original salmon stock in the River Vosso, western Norway. ICES Journal of Marine Science, 54: 1166-

1172.

Säisä, M., Koljonen, M.-L. and Tähtinen, J. 2003. Genetic changes in Atlantic salmon stocks since historical times and the effective population size of a long-term captive breeding programme. *Conservation Genetics*, 4: 613-627.

Skaala, Ø., Dahle, G., Jørstad, K. E. and Nævdal, G. 1990. Interaction between natural and farmed fish population: Information from genetic markers. *Journal of Fish Biology*, 36: 449-460.

Ståhl, G. 1987. Genetic population structure of Atlantic salmon. *In Population genetics and fishery management*, pp. 121-140. Ed. by N. Ryman and F. Utter. University of Washington Press.

Sundström, L. F., Petersson, E., Hojesjo, J., Johnsson, J. I. and Järvi, T. 2004. Hatchery selection promotes boldness in newly hatched brown trout (*Salmo trutta*): implications for dominance. *Behavioral Ecology*, 15: 192-198.

Svåsand, T., Jørstad, K. E. and Kristiansen, T. S. 1990. Enhancement studies of coastal cod in western Norway. 1. recruitment of wild and reared cod to a local spawning stock. *Journal Du Conseil*, 47: 5-12.

Theodorou, K. and Couvet, D. 2004. Introduction of captive breeders to the wild: Harmful or beneficial? *Conservation Genetics*, 5: 1-12.

Thorgaard, G. H. and Allen Jr., S. K. 1987. Chromosome manipulation and markers in fishery management. *In Population Genetic and Fishery Management*, pp. 319-332. Ed. by N. Ryman and F. Utter. University of Washington Press.

Valdimar Ingi Gunnarsson. 2002. Hugsanleg áhrif eldislaxa á náttúrulega laxastofna. EV-2002-003. 67 bls.

Valdimar Ingi Gunnarsson. 2004. Staða og framtíðaráform í íslensku fiskeldi. Fjölrit. Útg. Fiskeldisnefnd, Landbúnaðarráðuneytið og Sjávarútvegsráðuneytið 2004.

Valdimar Ingi Gunnarsson og Eiríkur Beck. 2004. Slysasleppingar á laxi á árinu 2003. Kynþroskahlutfall og endurheimtur. EV-2004-002. 18 bls.

Verspoor, E., Beardmore, J. A., Consuegra, S., García de Leániz, C., Hindar, K., Jordan, W. C., Koljonen, M.-L., Mahkrov, A. A., Paava, T., Sánchez, J. A., Skaala, Ø., Titov, S. and Cross T. F. 2005. Population structure in the Atlantic salmon: insights from 40 years of research into genetic protein variation. *Journal of Fish Biology*, 67 (Supplement A): 3-54.

Verspoor, E., Stradmeyer, L and Nielsen, J. L. (eds) 2006. The Atlantic salmon: genetics, conservation and management. Blackwell Publishing, Oxford (in press).

Volk, C. V., Schroder, S. L. and Grimm, J. J. 2005. Otolith thermal marking. *In Stock Identification Methods, Applications in Fishery Science*, pp. 447-466. Ed. by S. X. Cadrin, K. D. Friedland and J. R. Waldeman. Academic Press, Elsevier, Amsterdam. 719 pp.

Wang, J. L. and Ryman, N. 2001. Genetic effects of multiple generations of supportive breeding. *Conservation Biology*, 15: 1619-1631.

Weir, L. K., Hutchings, J. A., Fleming, I. A. and Einum, S. 2004. Dominance relationships and behavioural correlates of individual spawning success in farmed and wild male Atlantic salmon, *Salmo salar*. *Journal of Animal Ecology*, 73: 1069-1079.

Weir, L. K., Hutchings, J. A., Fleming, I. A. and Einum, S. 2005. Spawning behaviour and success of mature male Atlantic salmon (*Salmo salar*) parr of farmed and wild origin. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 62: 1153-1160.

Wroblewski, J. S., Smedbol, R. K., Taggart, C. T. and Goddard, S. V. 1996. Movements of farmed and wild Atlantic cod (*Gadus morhua*) released in Trinity Bay, Newfoundland. *Marine Biology* 124: 619-627.

Young, S. F., McLellan, J. G. and Shaklee, J. B. 2004. Genetic integrity and microgeographic population structure of westslope cutthroat trout, *Oncorhynchus clarki lewisi*, in the Pend Oreille Basin in Washington. *Environmental Biology of Fishes*, 69: 127-142.

Þórólfur Antonsson, Jorge Fernandes og Ingi Rúnar Jónsson. 2003. Fiskstofnar áa á miðausturlandi. VMST-R/0319. 19. bls.

Økland, F., Heggberget, T. G. and Jonsson, B. 1995. Migratory behaviour of wild and farmed Atlantic salmon (*Salmo salar*) during spawning. *Journal of Fish Biology*, 46: 1-7.