

HARR I REGLERINGSMAGASIN

- *En litteratursammanställning*

Av: Emma Björkvik

Sveriges Lantbruksuniversitet, SLU

Institutionen för Akvatiska Resurser

Sötvattenslaboratoriet

2014-03-31

SAMMANFATTNING

Den här litteratursammanställningen behandlar harren (*Thymallus, thymallus*) och hur den påverkas av vattenkraftsutbyggnad i älvar. Utifrån en genomgång av harren biologi och roll i ekosystemet diskuteras hur harren klarar av anpassa sig till de nya ekologiska förutsättningar som uppstår i samband med vattenreglering. Harren är en laxfisk som är relativt anpassningsbar utifrån lokala förhållanden men kräver tillgång på flera olika typer av habitat. När älvarnas vatten regleras i stora magasin påverkas harren negativt. Tillgången på det nödvändiga strömmande älvshabitatet minskar samtidigt som konfrontationer med lugnlevande konkurrenter och predatorer ökar. För att förbättra harrens situation föreslår vi följande åtgärder: Återskapa strömmande habitat, återskapa en varierad bottenmiljö, undvika korttidsreglering, se över tappning i harrens södra utbredningsområde, anläggning av lekområden, minimering av vandringshinder samt anpassade fiskeregleringar.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1. INLEDNING OCH SYFTE	4
2. HARRENS UTBREDNING FÖRR OCH NU	6
2.1. I Europa.....	6
2.2. I Sverige	6
3. HARRENS LIVSHISTORIA	8
3.1. Lek och reproduktion.....	8
3.2. Från ägg till yngel	9
3.3. Migration och habitatval hos adult harr	10
3.4. Föda.....	11
3.5. Ålder och tillväxt	11
4. HARREN I EKOSYSTEMET	13
4.1. Förekomst med andra arter	13
4.2. Konkurrens med öring	16
4.3. Harrens krav på habitat	17
5. REGLERINGSMAGASINS PÅVERKAN PÅ HARREN.....	20
5.1. Regleringsmagasins generella påverkan	20
5.2. Fysiska vandringshinder	20
5.3. Ökad andel lugnvatten	21
5.4. Variation i vattenflöden	22
5.5. Regleringsmagasins påverkan på harren jämfört med andra arter	23
6. REKOMMENDATIONER OCH ÅTGÄRDER.....	25
6.1. Återskapande av strömmande älvshabitat.....	25
6.2. Utjämning av flödesvariationer.....	26
6.3. Förbättring av lekmöjligheter och anläggning av lekområden.....	26
6.4. Utsättningar.....	27
6.5. Eliminering av vandringshinder.....	28
6.6. Fiskeregleringar	28
7. SLUTSATSER.....	30
8. ERKÄNNANDEN.....	31
9. REFERENSER	32

1. INLEDNING OCH SYFTE

“Dess kött är mindre fett än Laxarnes, men särdeles finsmakande, synnerligen hösttiden, påminner om Sikens, men finare till smaken, samt föredrages af mången framför Forellens.”
O.G. Norbäck 1884

Harren tillhör familjen laxfiskar, vilka alla kännetecknas av en fettfena och ett trekantigt hudveck vid bukfenornas bas samt avsaknad av taggiga fenor. Harren är också en populär sportfiskeart, men har inte varit lika uppmärksammas som dess släktingar laxen eller öring. Det finns relativt få vetenskapliga arbeten publicerade om arten, speciellt i jämförelse med de mer kända släktingarna. Detta innebär också att det finns ganska lite i litteraturen om hur man bör förvalta harrbestånd och deras miljö.

Enligt databasen Fishbase omfattar harr-släktet (*Thymallus*) globalt 13 arter som i sin tur kan delas upp i flera underarter. I den här litteratursammanställningen avhandla endast den Europeiska harren (*Thymallus thymallus*) om inget annat anges. Taxonomin i harr-släktet är precis som för lax och öring snårig och svår att överblicka, vilket beror på att harren precis som andra laxfiskar har en tendens att bilda lokala bestånd (Ahlén och Tjernberg 1996). Oftast finns det stora genetiska skillnader mellan bestånd, generellt sett är skillnaderna större än hos öringen och liksom hos andra arter är det störst skillnader mellan bestånd från olika vattensystem (Jansson m.fl. 1988).

Harren anses vara enkel att beskatta, men att den skulle vara så pass lättfångad som den ofta framställs kan diskuteras. Sportfiske kan ha långtgående effekter på beståndstrukturen. Om fisket är intensivt blir uttaget i form av antal och storlek avgörande för hur populationen i fiskevattnet ser ut. Faktum är att produktiviteten i många vattendrag är så pass begränsad att även ett fåtal fiskare på relativt kort tid kan ”tömma” vattendraget på stor fisk med de vanligaste sportfiskemetoderna (Leonardsson m. fl. 2011a). Vid undersökningar konstateras ofta att det är ont om stor, vuxen harr, istället kan bestånden vara rika upp till gällande minimimått. Faktum är att det är svårt att hitta något opåverkat harrbestånd i Sverige, således finns det stor anledning att lära sig mer om harren och att förvalta bestånden på ett uthålligt sätt.

Harren är en art som framförallt lever i strömmande vatten, men återfinns även i hav och i sjöar (t.ex. Alanärä m.fl. 2006; Sjöstrand 1998; Peterson 1968; Fabricius och Gustavsson 1958). Till förmån för vattenkraftsutnyttjande är många älvar i Sverige reglerade genom stora vattenmagasin, vilket påverkar många strömlevande fiskbestånd, så som harren, negativt. Syftet med den här litteratursammanställningen är följaktligen att redogöra för hur dessa regleringsmagasin påverkar harren samt att presentera potentiella förvaltningsåtgärder. Först presenteras harren utbredning, dess livshistoria och roll i ekosystemet, sedan beskrivs regleringsmagasins effekter på harren. Till sist så framförs rekommendationer och åtgärder kring hur regleringsmagasinets effekter kan minskas.

2. HARRENS UTBREDNING FÖRR OCH NU

2.1. I Europa

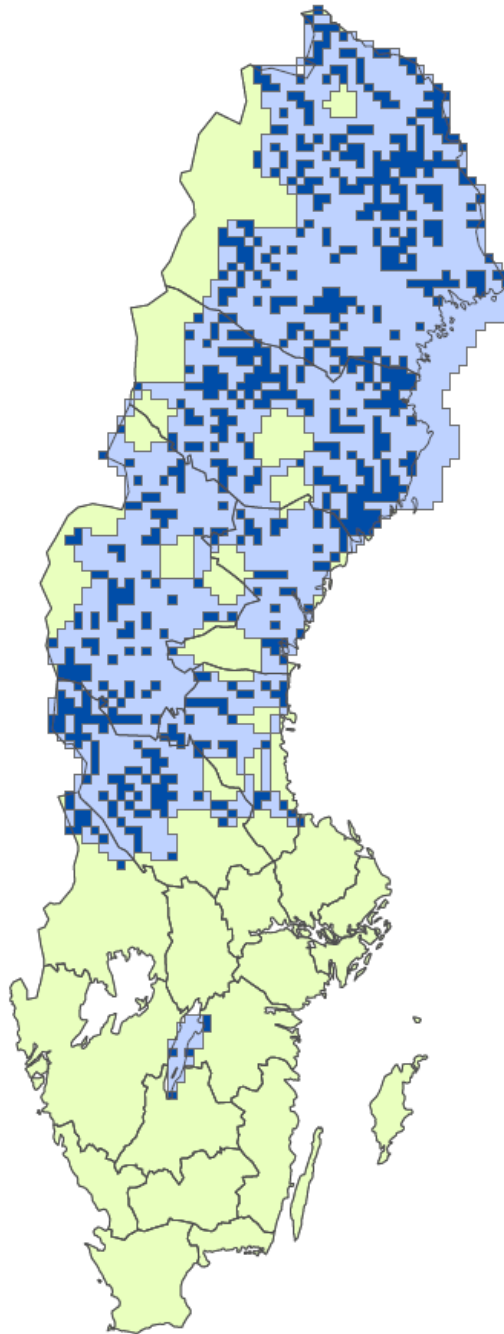
Harren är utbredd i stora delar av norra och centrala Europa. Utbredningsområdet sträcker sig från de mellersta delarna av Ryssland, till norra Skandinavien och de brittiska öarna ner över centrala Europa till Frankrikes sydligare delar och norra Italien, ut över Balkan (Northcote 1995). Kolonisationen av Europa började troligen för mer än 40000 år sedan och skedde från två olika håll, dels via Ryssland och Estland och Finland och dels via Tyskland, Polen, Danmark, Norge och Sverige (Koskinen m.fl. 2000). På grund av högt sportfisketryck och minskande habitat i samband med vattenkraftsutbyggnad så har harren minskat på flera platser runt om i Europa (Persat 1996; Northcote 1995).

2.2. I Sverige

I Sverige är harren utbredd i stora delar av Norrland men återfinns även i Vättern och i Bottniska viken (Fig. 1). Som nämnts inledningsvis är harren en art som framförallt förekommer i strömmande vatten. Vid undersökningar i Västernorrland påträffades harr i 2,4 % av i sjöarna men i 12 % i undersökta vattendrag (Degerman m.fl. 2014) och i Dalarna uppskattades harr till att finnas i 4 % av sjöarna men i 9 % av vattendragen. (Lundvall 2014). Även den harr som lever i sjöar eller havet är beroende av strömmande vatten då leken, med få undantag, sker i vattendrag.

Harrens utbredningsområde har minskat och de flesta förändringar i utbredningen verkar vara kopplade till vattenkraftsutbyggnad. Tidigare förekom harr i nedre Klarälven, Motala ström och Lagan men försvann på grund av utbyggnad av vattenkraft (Svärdson 1962). Harren har också minskat påtagligt i Västernorrlands sötvatten, Bottniska viken och Vättern. I Västernorrland och Dalarna beror minskningen sannolikt på byggda vandringshinder (Degerman m.fl. 2014, Lundvall 2014) medan orsakerna till minskningen i Bottniska viken och Vättern är oklara (Anon 2008; Hudd m.fl. 2008; Nilsson 2009; Jensen och Alanära 2006).

Däremot minskar inte harren på alla platser i Sverige, till exempel i Norrlands mindre skogsvattendrag har harrförekomsten inte förändrats på 30 år (Degerman m.fl. 2005). Hammar och Green (2013) noterade till och med att harren hade ökat och rödingen minskat i den nordligt belägna Råstojaure, något man ansåg bero på ett varmare klimat.



Figur 1: Harrens utbredning i Sverige. De mörka rutorna är kända och säkra förekomster, medan de ljusblå är interpolerade och troliga förekomster. Figuren baseras på data från Artdatabanken (sammanställt av Mikael Svensson, Erik Degerman och Ingemar Näslund)

3. HARRENS LIVSHISTORIA

3.1. Lek och reproduktion

Harren leker på våren, till skillnad från öring och lax som är höstlekande. Startpunkt för leken regleras av vattentemperatur och varierar därför med geografiskt läge (Witkowski och Kowalewski 1988). I Sverige leker harren mellan april och juni vid vattentemperaturer mellan 3-12 °C (t.ex. Sjöstrand 1998; Peterson 1968; Fabricius och Gustavsson 1958), med en optimal temperatur runt 5-7 °C (Gönczi 1989). Beroende på temperaturförhållanden i vattnet kan leken pågå i upp emot 4 veckor (Mallet m.fl. 1999), under både dag och natt (Persat och Zaakharia 1992).

Harrens lekområde karaktäriseras av strömmande vatten och grunda bottnar täckta av framförallt grus men också av större block och sand (Gönczi 1989). Bottensubstrat och vattenhastighet är liknande för alla lekområden oavsett geografisk plats medan vattendjupet varierar (Nykänen 2004), men ofta sker leken på så grunt vatten att ryggen sticker upp ovanför vattenytan (Borgstrøm och Hansen 1987).

Hannarna anländer till lekområdet före honorna för att ta lekterritorier i besittning (Parkinson m.fl. 1999). Under leken uppvisar hanarna ett aggressivt beteende som blir starkare med fiskens storlek (Poncin 1996) och efter parning så jagar hanen bort honan och inväntar sedan fler honor att para sig med (Fabricius och Gustavsson 1958). Honan gräver inte ner äggen på samma sätt som lax eller öring (Crip 1996). Istället för att gräva en djupare grop pressar hon sin bakdel mot botten och låter de cirka 3 mm stora romkornen (Northcote 1995) falla fritt för att sedan lägga sig till rätta ungefär 5 cm ner i grusbädden (Borgstrøm och Hansen 1987; Gönczi 1989).

Det är inte enbart storleken på lekområdet i sig som begränsar antalet territorier utan också tillgången på skydd och visuell isolering (i form av till exempel block och vegetation) (Fabricius och Gustavsson 1958). Är territorierna inte isolerade så går det åt väldigt mycket energi för hanarna att försvara sitt territorium samtidigt som honorna får svårare att undvika kontakt med ilska hanar innan de är mogna för att lägga ägg (Beauchamp 1990; Fabricius och Gustavsson 1958). Leken är mycket energikrävande så det är också nödvändigt att det finns lugnflytande

områden i närheten som kan fungera som vilohabitat för båda könen (Sempeski och Gaudin 1995c; Fabricius och Gustavsson 1958). En heterogen miljö med olika typer av bottnar, varierande strömhastigheter, och omväxlande strandzon skapar fler lämpliga lekterritorium jämfört med en mer ensidig och homogen miljö (Sundbaum och Näslund 1998).

3.2. Från ägg till yngel

Efter att äggen blivit befruktade tar det cirka 177 dygnsgrader (exempelvis 22 dagar vid 8.5 °C) innan äggen kläcks (d'Hulstere och Philippart 1982) och äggen klarar sig bäst i vattentemperaturer mellan 3.5-16.2 °C (Humpesch 1985 i Crisp 1996). En minskad vattentemperatur har en direkt effekt på äggen och kan hindra eller förlänga kläckningsprocessen (Crisp 1996; Maisse och Carmie 1987). Efter att äggen sedan kläckts så varierar längden på ynglen mellan 10-18 mm (Northcote 1995).

Ynglen stannar ibland flera dagar i grusbädden, det kan röra sig om en period på 5-10 dagar vid en temperatur av 12-18 °C (d'Hulstere och Philippart 1982). Daglig migration upp från grusbädden sker främst under dagen, troligen använder ynglen dagsljuset för att undvika predatorer och omedelbar nedströms drift (Bardonnet och Gaudin 1990a) men det är först efter skymning som ynglen börjar förflytta sig nedströms till uppväxtområden (Bardonnet och Gaudin 1990b).

Uppväxtområdena karaktäriseras av grunda lugnflytande marginalområden (t.ex. Cattaneo m.fl. 2013; Sempeski and Gaudin, 1995a,b; Bardonnet m.fl.1991; Scott, 1985), se tabell 1 för habitatpreferensen hos yngel vid olika storlek i en nordlig finsk älv.

Tabell 1: Habitatpreferenser hos olika stora yngel i en nordlig finsk älv (Nykänen och Huusko 2003).

Yngelstorlek (mm)	Vattendjup (cm)	Bottensubstrat	Vattenhastighet (m/sek)
17-21	10-30	Sand	<0.0
22-25	30-90	Sand	<0.0
26-31	>50	Sand och block	0.0-0.0

Att vattenhastigheten är mindre än 0.1 m/sek är ynglens viktigaste habitatpreferens (Nykänen och Huusko 2003). När ynglen är små håller de sig framförallt vid ytan men allt eftersom de växer till sig till juveniler så börjar de förflytta sig till djupare och starkare strömmande områden, till exempel ut i en älvs huvudfåra (Sempski och Gaudin 1990a). Dock drar sig juvenilerna tillbaka till marginalområdena på natten, och marginalområdena fungerar därför både som barnkammare för små yngel och som vilohabitat för juveniler på natten (Sempski och Gaudin 1995a; Bardonnat och Gaudin 1991). Harrungarna stannar antagligen på uppväxtområdena under sommaren och börjar sedan vandra till övervintringsområden innan vattnet blir för kallt (Berglund och Persson 1985).

3.3. Migration och habitatval hos adult harr

Den vuxna harren kan vandra långa sträckor på över 100 km i stora strömvattensystem (Heggenes m.fl. 2006; Northcote 1995; Linlökken 1993) men kan också uppvisa ett mer stationärt beteende (Nykänen m.fl. 2004a; Vehenen m.fl. 2003). Harrens migration har att göra med säsongsförflyttningar mellan övervintring-, lek- och födohabitat och var dessa habitat är lokaliserade i förhållande till varandra varierar mellan olika vattensystem. Troligen vandrar harren längre sträckor mellan olika habitat under olika årstider, men är relativt stationär under säsongerna (Näslund m.fl. 2005; Nykänen m.fl. 2001).

Habitatpreferenser hos vuxen harr har inte fått lika mycket uppmärksamhet i litteraturen jämfört med yngel och juvenilers habitatval. Rent generellt sätt verkar i alla fall den vuxna harren trivas i strömmande habitat med varierande karaktär (Dyk 1984; Peterson 1968) beroende på årstiden (Tab. 2).

Tabell 2: Habitatpreferenser hos adult harr under olika årstider. Uppgifterna för vår baseras på Gönczi (1989) medan uppgifterna för sommar och höst/vinter baseras på Nykänen m.fl. (2001).

Årstid	Typ av habitat	Vattendjup (cm)	Bottensubstrat	Vattenhastighet (m/s)
Vår	Lek	30-50	Grus	0.23-0.9
Sommar	Födosök	100-325	Sand	0.3-1.1
Höst/Vinter	Övervintring	150-400	Mindre stenar och block	0.2-0.8

Liksom andra laxfiskar har även harren ett ”homing”-beteende, vilket innebär att när det blir vår och det är dags för lek så vandrar ofta harren tillbaka till lekområden nära sin födelseplats (Kristiansen och Doving 1996; Witkowski och Kowalewski 1988). Efter leken simmar harren ofta till andra grunda, strömmande områden, eller är kvar på sina lekområden och spenderar sommaren stationärt födosökande (Vehenen m.fl. 2003; Parkinson m.fl. 1999; Zahkarenko 1973; Peterson, 1968). Sedan, efter sommaren - under hösten vandrar harren till djupare, mer lugnflytande övervintringsområden (Näslund m.fl. 2005; Nykänen m.fl. 2004b; Zahkarenko, 1973; Peterson 1968). För de harrar som lever i sjöar kan vandringarna te sig annorlunda och bestå av födosök runt sjön, lekvandringar till tillrinnande vattendrag och övervintring på större djup i högre vattentemperaturer (muntligen Jan Salomonsson 2014).

3.4. Föda

Harren är anpassningsbar i sitt näringsval och äter många olika typer av vattenlevande insekter och bottenfauna beroende på lokala förutsättningarna (Sjöberg och Henricson 1985). Dock påverkas födoval av harrens ålder och storlek. Hos vuxen harr dominerar födan av bottenfauna, särskilt nattsländelarver, snäckor och kräftdjur (Müller 1961; Peterson 1968; Persson och Walter 1981; Henricson och Sjöberg 1980). Mindre harr yngel äter till en början inte strikt bottenlevande djur utan äter mest drivande fjädermyggor och andra insekter så som bäcksländor och dagsländor vid ytan (Sempski m.fl. 1995; Scott 1985; Müller 1961; Peterson 1968; Woolland 1987, Degerman m.fl. 2000). När ynglen sedan växer kan de äta en större variation av byten både vid ytan och på botten (Sempski och Gaudin 1996; Scott 1985).

3.5. Ålder och tillväxt

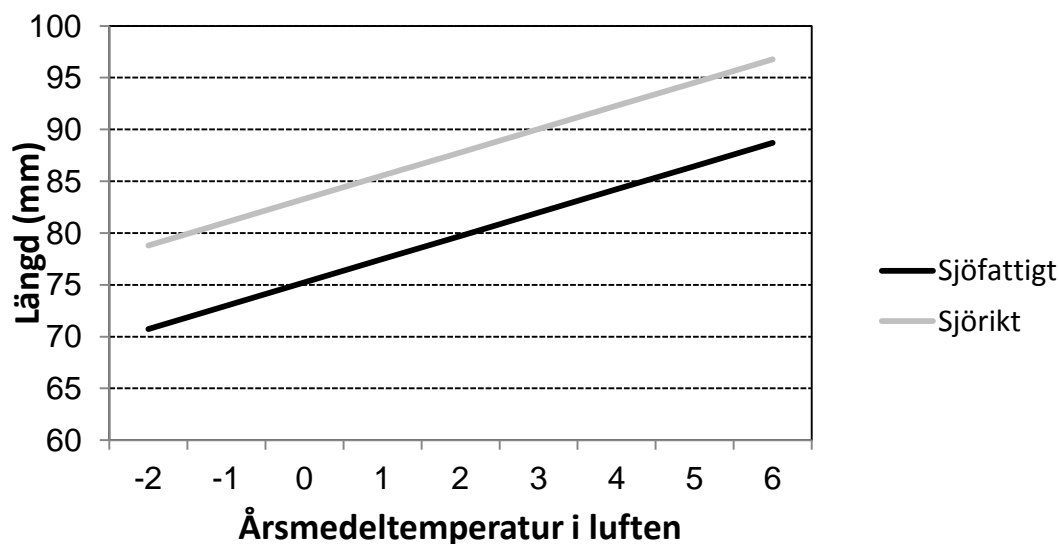
En studie av strömlevande harr visar att tillväxten fram till könsmognad är snabb och att variationen i könsmognad är mycket stor men generellt blir hanar könsmogna något tidigare än honor och snabbväxande individer blir könsmogna tidigare än långsamväxande (Ojanlatva 2001). Att hanar blir könsmogna tidigare beror på den energikostnad som honorna får betala för äggproduktion (Northcote 1995; Peterson 1968). Äggproduktion påverkas av honans kroppsstorlek, ålder, genetik, tillgång på föda och tillväxthastighet (Northcote 1995). I Sverige så

varierar honans fekunditet mellan 5500-10900 ägg/kg kroppsvikt och är positivt korrelerad med kroppsstorleken (Ojanlatva 2001). Fekunditeten verkar också variera mellan år (Breivik 1976). Vanligtvis blir harrnen köns mogen när den är 4-6 år gammal och är då 33-35 cm långa (Nordwall m.fl. 2002).

Tillväxthastigheten hos svensk harr upp till 7 år visas i tabell 3. Dock kan det finnas harr som är äldre än 7 år, i Norge fångades en 9 år gammal harr som var 55.5 cm lång och vägde 2.5 kg (Nielson 1994). Tillväxthastigheten skiljer sig mellan olika lokaler, hos sydligare bestånd så ökar vikt och längd snabbare jämfört med nordligare, och årsungar är längre i sjörika system jämfört med sjöfattiga (Fig. 2; Nordwall m.fl. 2002).

Tabell 3: Kroppslängd vid ålder. Baserat på Svärdson (1962) som analyserat fjällprover vid 4 olika lokaler i Sverige.

År	Längd (cm)
1	6-10
2	12-18
3	20-24
4	25-29
5	29-34
6	32-37
7	34-39

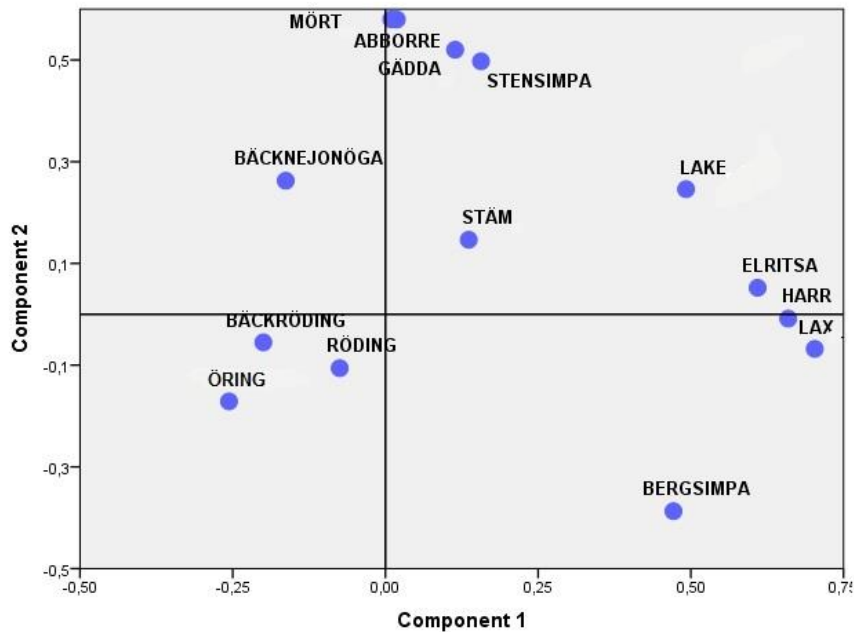


Figur 2: Storleken på årsungar av harr i slutet av sommaren. I sjörika system växer harrungarna bättre. Figuren visar förhållandet mellan storlek (mm) hos årsungar (0+), årsmedeltemperatur och andel sjö. Sjöfattiga system definieras som <1% sjö av avrinningsområdet och sjörikt som >10% sjö av avrinningsområdet. Figuren är baserad på data från Svenskt ElfiskeRegiSter (SERS).

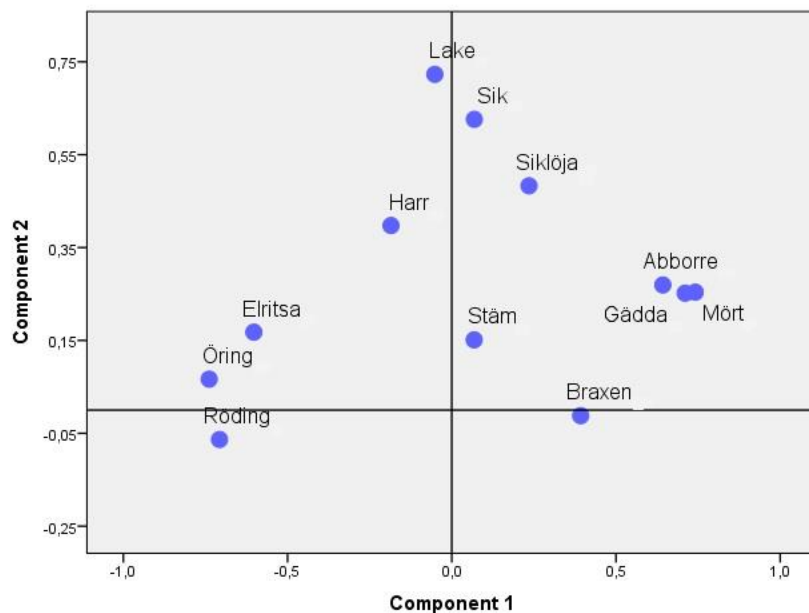
4. HARREN I EKOSYSTEME

4.1. Förekomst med andra arter

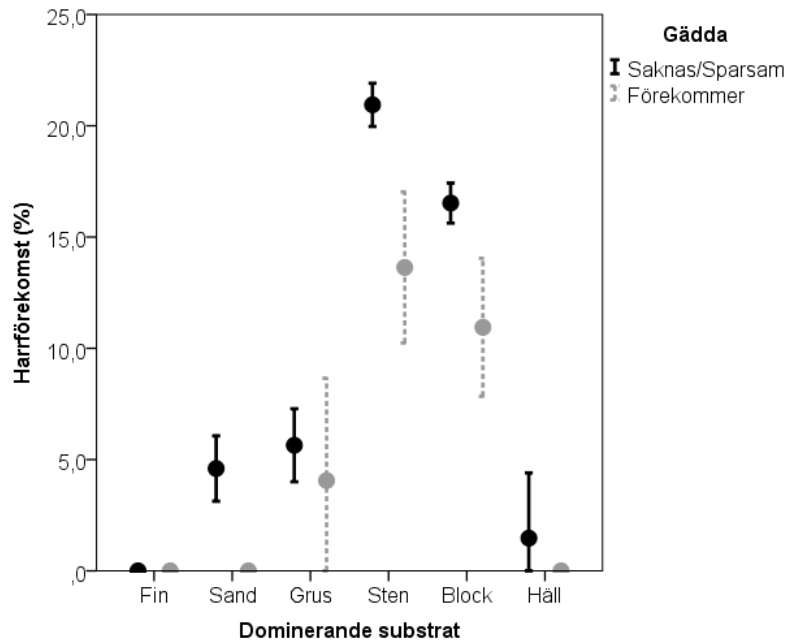
Vid elfiske i de större älvarnas strömmande partier uppträder harren oftast tillsammans med arter som lax och elritsa samt stäm och lake (Fig. 3). Öring och gädda kan också förekomma, liksom sik i de djupare partier som oftast inte nås vid elfiske. I sjöar uppträder harren oftare i habitatet mellan öringen, siken och gäddan (Figur 4). "Harren har sin överman först och främst i gäddan" skriver Svärdson och Nilsson i sin epokgörande bok *Fiskeribiologi* (1964). De fortsätter: "men liksom rödingen har harren en speciell konkurrent: siken" och ger ett antal exempel på sjöar där siken ökat och harren minskat. I de strömmande, mindre vattnen saknas oftast sik, även om den tillfälligt vid lek kan gå upp i halvstora vattendrag, och här finns istället ett tydligt samband mellan harr och gädda (Fig. 5). Generellt sett så föredrar harren de strömmande älvspartierna och siken de långsamflytande selen när de förekommer tillsammans. När harren lever utan påverkan av sik kan den vara vanlig i sjöar, och leva ihop med t ex abborre, öring, lake och till och med gädda. I SLU Sötvattenslaboratoriets databas över sjöprovfisken (NORS) framgår tydligt att i sjöar där harr förekommer så finns den bara höga tätheter i vatten där sik saknas eller har låga tätheter (Fig. 6). Sammantaget visar data från SLU:s databaser att harren söker ett eget habitat och där inte trivs med sik och gädda.



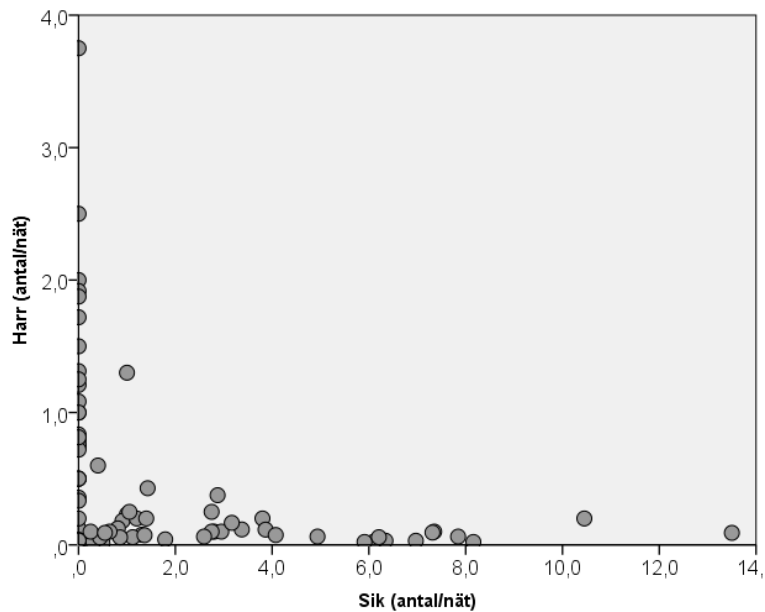
Figur 3 Förekomst av harr i relation till andra arter i **strömmande vatten** baserat på data ur databasen SERS. Figuren är gjord med hjälp av Principal Component Analysis (PCA). Arter som grupperas nära varandra förekommer ofta ihop i naturen. I det material som finns i databasen SERS grupperades harr oftast ihop med lax i stora älvar, ofta tillsammans med elritsa.



Figur 4: Förekomst av harr i relation till andra arter i **sjöar** baserat på sjöprovfisken i Dalarnas, Gävleborgs, Västernorrlands, Jämtlands, Västerbottens och Norrbottens län. Här ser man hur harrsamhället intar en särställning mellan de högt belägna öring-sjöarna och de lågt belägna abborre-gädda. Figuren är baserad på data från NORS och gjord med PCA.



Figur 5. Harren förekommer oftare i en viss miljö om gädda saknas. Förekomst (medelvärde och 95 % konfidensintervall) av harr på lokaler med olika dominerande bottensubstrat och förekomst av gädda (sparsamt förekommande: påträffad vid mindre än hälften av elfisketillfällena). Data kommer från Dalarna och norrut och baseras på NORS. Enbart lokaler belägna lägre än 800 meter över havet och lokaler som undersökts minst vid fem tillfällen har inkluderats.

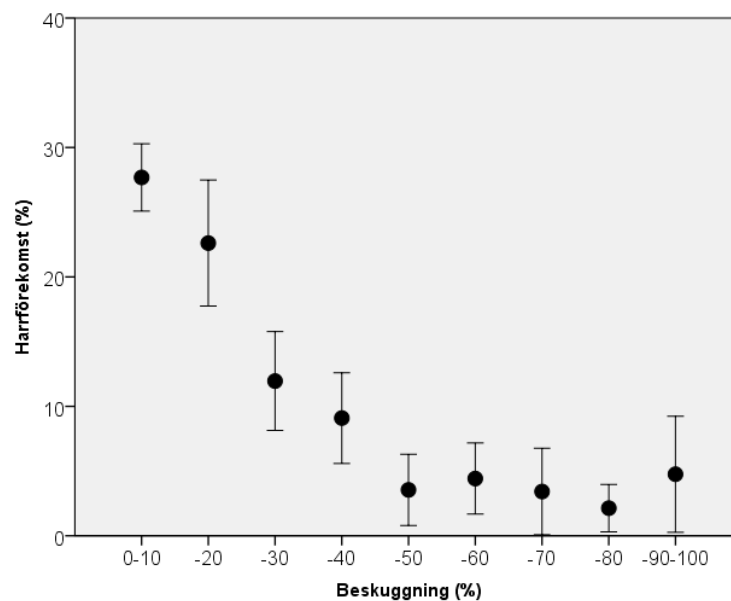


Figur 6. Data från NORS visar harrens antal (antal per nät) i förhållande till hur rikligt siken förekom. Värdena utgör helsjömedelvärden vid provfisken med översiktsnät.

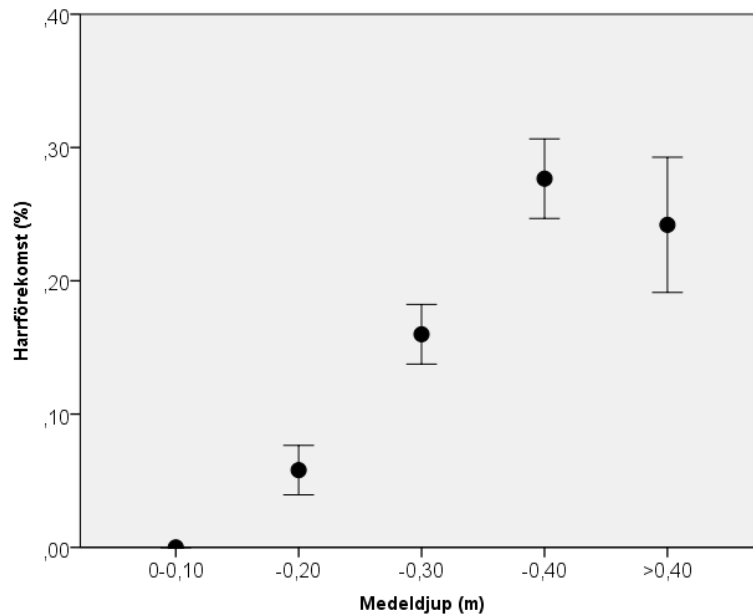
4.2. Konkurrens med öring

Harr förekommer tillsammans med öring i vattendrag i norra Sverige (Degerman och Sers 1992). Att harr inte uppträder till en så hög grad tillsammans med öring i figur 4 kan bero på att harr och öring är konkurrenter. Aggressivt beteende arterna emellan har observerats (Greenberg m.fl. 1996) och konkurrensen har lett till en habitatsegregering mellan unga stadier av arterna (Degerman m.fl. 2000). Harren finns i vattendrag i de djupa, mindre beskuggade, mittendelarna medan öringen finns på mindre djup, närmare stranden (Fig. 7 och 8; Haugen och Rygg 2006; Degerman m.fl. 2000; Greenberg m.fl. 1996). Eftersom ung harr och öring har anpassat sig till olika älvshabitat när de förekommer tillsammans finns det ingen avgörande konkurrens arterna emellan (Degerman m.fl. 2000), men enligt det kända nisch-konceptet kommer dock alltid två arter att påverka varandra.

Att det är konkurrens som lett till habitatsegregering visar sig till exempel i årsungarnas födoval. När öringsungar är närvarande tränger de ut harrungarna från grundare områden, vilket gör att harren är tvingad att välja andra byten när öring finns närvarande (Degerman m.fl. 2000). Om öringungar kan sägas vara rikligast förekommande under 25 cm vattendjup så uppvisar harrungar motsatt beteende (Figur 8).



Figur 7: Harrförekomst fördelat på andel ytan av vattendrag som är beskuggad. Harren föredrar vattendragets mindre skuggade delar. Figuren är baserad på data från SERS.



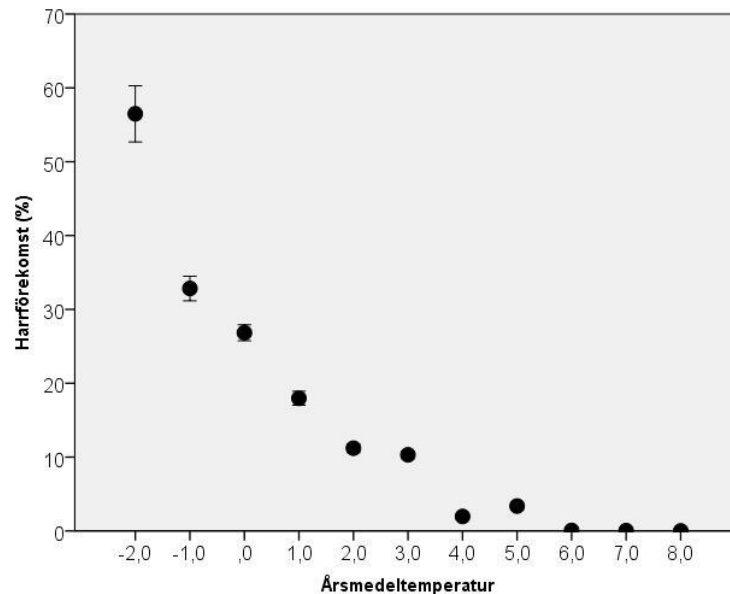
Figur 8: Harrförekomst fördelat på vattendjup i vattendrag. Figuren är baserad på data från SERS.

4.3. Harrens krav på habitat

Det typiska harrhabitatet är det naturligt kalla vattnet och de strömmande partierna i älvarna, inte de forsrika nackarna. Harren kan också trivas i vatten med lägre syrehalter, till skillnad från öringen som lättare blir stressad (Maitland och Campbell 1992). Det är mycket sällan som harr förekommer i vattendrag med en medelbredd på mindre än 5 m (Sers och Degerman 1992). Leken kan dock ske i riktigt små biflöden, medan ungarna bara stannar längre tid i uppväxtbäcken om denna är lite större. Det är omdiskuterat huruvida kust- och sjölevande harr kan leka i lugnvattnen. Antagligen så leker harren framförallt i någon tillloppsäck, ibland i utloppsäcken (Berglund och Persson 1985), men i Bottenviken har det visat sig att harren även lekt runt öar ute i havet (Alanärä m.fl. 2006) och även i Vättern har enstaka lek skett ute i strömsatta områden i sjön (Nilsson 2009).

Eftersom harren trivs i kalla miljöer (Fig. 9) och vattentemperaturer mellan 4-18 °C (Crisp 1996) så skulle stigande temperaturer på grund av klimatförändringar påverka harren negativt i dess södra utbredningsområde och positivt i dess norra område (Hammar och Green 2013). Stigande temperaturer kan leda till att harrens leksäsong tidigareläggs, vilket innebär att ägg, yngel och

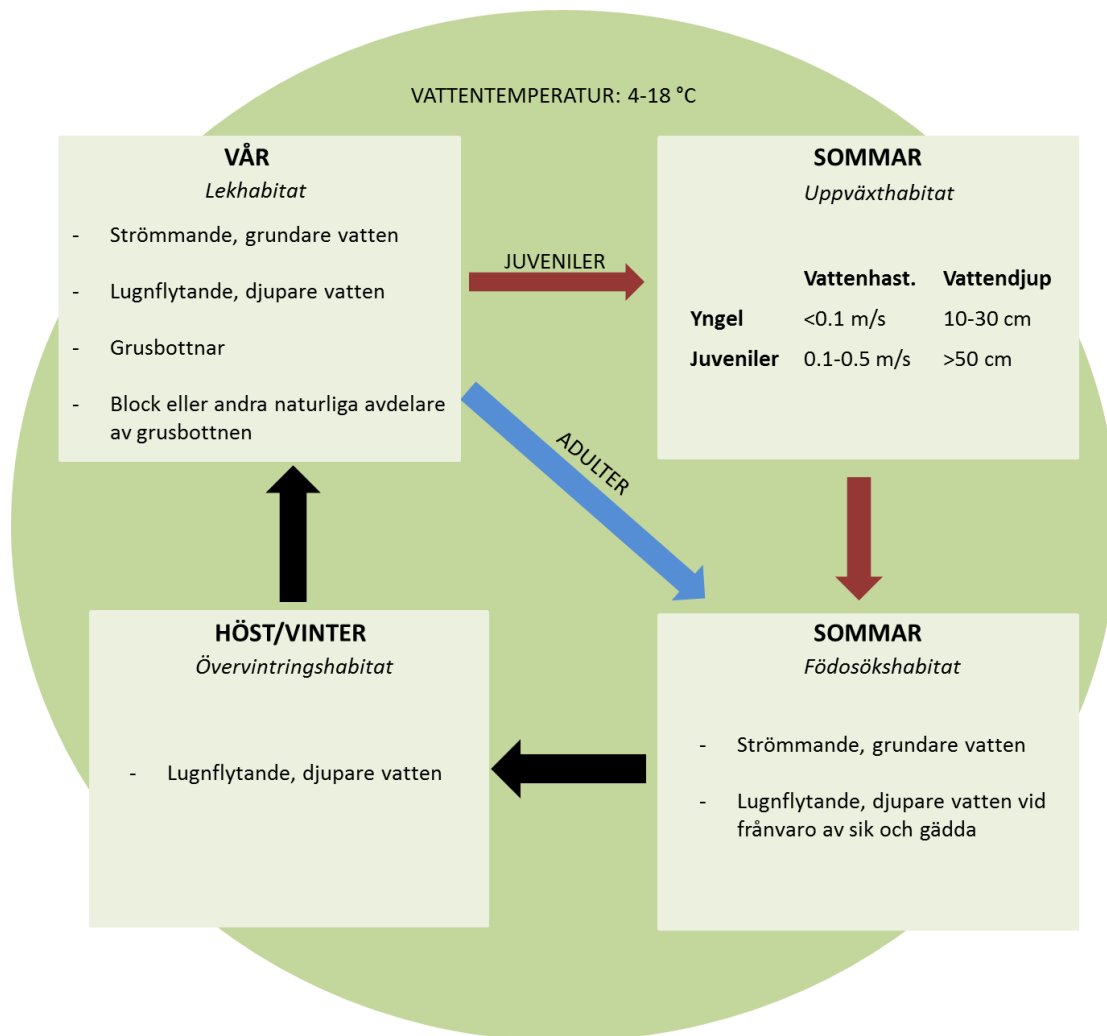
larver utsätts till en början för kallt vatten under en längre tid då uppvärmingen av vattnet sker långsammare tidigare på våren. Sedan, när vattnet är varmt under senare delen av våren, stiger temperaturerna till över det optimala och äggen, ynglen och larverna blir då utsatta för varmare vatten än vad de är anpassade till (Wedekind och Kung 2010). Det finns inga svenska studier som har studerat hur harren påverkas negativt av ökad vattentemperatur, däremot så visar en norsk studie att harrpopulationen i en sjö minskade när vattentemperaturen steg (Haugen och Vøllestad 2000).



Figur 9: Harrförekomst i vattendrag fördelat på årsmedeltemperatur i luften. Figuren är baserad på data från SERS.

Olika studier har visat att harr är känslig för surt vatten och reproduktionen verkar störas vid ett pH i intervallet 5.5–5.9 (Degerman och Lingdell 1993). Ynglens utvecklingshastighet blir också lägre i surt vatten då födoorganismerna är känsliga för försurning (Berglund och Persson 1985). Harren verkar klara av relativt låga pH-värden även under sin embryoutveckling jämfört med vissa andra laxfiskar (Müller-Haeckel 1984). Det kan ha att göra med att harren leker på våren oftast efter vårfloden kulminerat och därför så drabbas förmodligen inte de tidiga yngelstadierna av de kortvariga surstötar som är vanliga i många norrländska vattendrag (Berglund och Persson 1985).

En viktig faktor för att harren ska trivas och kunna nå höga tätheter är att omgivningen är varierande. Även om harren är en anpassningsbar art är det nödvändigt att det finns många typer av habitat tillgängliga. Harren vill ha olika vattendjup, vattenhastigheter, bottensubstrat och tillgång på föda beroende på livsstadium, årstid och förekomst med andra arter (se föregående sektioner; fig. 10 och t.ex. Degerman m.fl. 2000; Mallet m.fl. 2000; Mäki-Petäys 2000; Sundbaum och Näslund 1998; Greenberg 1996; Degerman och Sers 1993).



Figur 10: Generell bild av harrens krav på habitat kopplat till olika säsonger och livsstadier. Pilarna representerar migration. Se kapitel ett för en mer detaljerad beskrivning av respektive habitat.

5. REGLERINGSMAGASINS PÅVERKAN PÅ HARREN

5.1. Regleringsmagasins generella påverkan

För att underlätta att producera el i strömmande vatten har man valt att skapa stora regleringsmagasin. Det är sedan länge väl känt att dessa konstgjorda dammar har en omfattande miljöpåverkan (Baxter 1977) och minskar biodiversiteten hos fiskar (Reidy Liermann m.fl. 2012; Robson m.fl. 2011). Dammutbyggnaderna skapar stora konstgjorda, reglerade lugnvattenområden på platser som tidigare karakteriserats av strömmande vatten. Anläggning av ett regleringsmagasin ändrar radikalt älvens ekologiska förutsättningar vilket slår hårt mot de växter och djur som är anpassade till ett liv i strömmande vatten (Degerman m.fl. 1998). Det innebär att fisksamansättningen förändras (Bain m.fl. 1988), andelen strömlevande fiskar minskar samtidigt som nya lugnvattenanpassade arter etableras (Lusk m fl 1995; Taylor och Duggan 2012). I litteraturen har det hittills inte påvisats några positiva effekter av anlagda lugnvattenområden på strömlevande fiskar (Degerman m.fl. 2013).

5.2. Fysiska vandringshinder

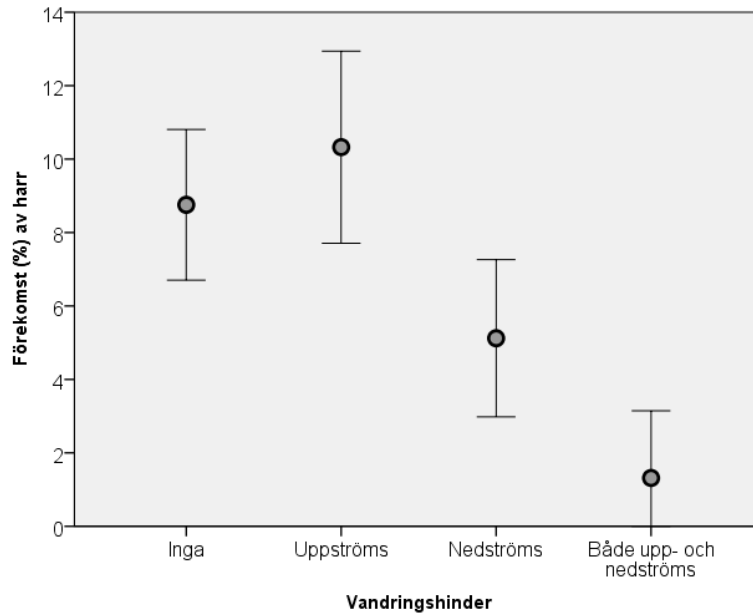
Dambyggen skapar vandringshinder som är svåra för fiskar att ta sig förbi, och kan innebära katastrofala konsekvenser för vandrande, strömlevande fiskarter som måste förflytta sig längre sträckor för att komma åt olika habitat (Pneczak och Kruk 2000). Begränsas fiskars vandringsmöjligheter så kommer individer, populationer, stammar och rent av arter att försvinna från vissa vattensystem (Näslund m.fl. 2013). Harren är tydligt påverkad av vandringshinder (Fig. 10) och har i både Västernorrland och Dalarna minskat över tid till följd av den ökande mängden vandringshinder (Degerman m.fl. 2014; Lundvall 2014).

5.3. Ökad andel lugnvatten

Förutom den fysiska dammbyggnaden så utgör det uppdämda vattnet ett slags vandringshinder som begränsar harrens utbredning. En studie på arktisk harr (*Thymallus arcticus*) visar att själva lugnvattenområdet är en barriär som hindrar harren från att vandra, vilket skapar isolerade populationer och en fragmenterad utbredning (Clarke m.fl. 2007).

En ökad andel lugnvatten minskar självklart också det viktiga habitatet med strömmande vatten i älven och fungerar som ett biologiskt filter som harren måste ta sig förbi innan den potentiellt kan vandra vidare i vattensystemet via en eventuell fiskväg. Att ta sig igenom lugnvattnet utgör en risk för harren eftersom predationen och konkurrens med arter som gynnas av de sjöliknande förhållandena ökar (Degerman m.fl. 2013).

De arter som ökar när ett lugnvatten anläggs i norra Sverige är vanligtvis sik, lake, gädda och abborre. Andersson (1978a,b) konstaterade vid en genomgång av fiskundersökningar i den reglerade Umeälven mellan Storuman och Stornorrfors att öring och harr ”har praktiskt taget försvunnit i älven” medan att i gengäld hade sik, gädda och abborre ökat i den uppdämda älven. Den negativa påverkan på harren är troligen en effekt av både konkurrens (sik) och predation (gädda). Om sik och gädda inte är närvarande i ett högt beläget regleringsmagasin så konkurrerar istället harren framgångsrikt med öringen och rödingen. Ett känt exempel är regleringen av Torrön i Indalsälven där harren ökade betydligt efter regleringen, medan rödingen och öringen minskade (Svårdson och Nilsson 1964). Harren missgynnas således i regleringsmagasin inom siken och gäddans utbredningsområde men gynnas på högre höjd när sik och gädda inte förekommer, då på bekostnad av öring och röding. Dock är det viktigt att komma ihåg, att även då harren kan leva i lugnt vatten när gädda och sik inte är närvarande har harren fortfarande relativt stora krav på att kunna vandra mellan habitat, speciellt om det skiljer mycket geografiskt mellan lämpliga habitat. I vattensystem med mycket vandringshinder minskar förekomsten av harr (Figur 11)



Figur 11. Andel (%) elfisketillfällen i Västerbottens län där harr fångats beroende på om det förekom vandringshinder till närmaste sjö enligt uppgifter i SERS. Ett 95 % konfidensintervall är angivet som lodräta streck runt medelvärdet.

5.4. Variation i vattenflöden

I ett regleringsmagasin så regleras vattennivån till förmån för elproduktionen. När vattennivån regleras kan snabba och onaturliga vattenflöden skapas. Som exempel kan nämnas att i svenska Ångermanälven kan flödet nedströms magasinet variera mellan 0 m³/s till 500 m³/s under loppet av fem timmar (Ahonen 2013). Dessa snabba och onaturliga variationer i vattenflöde orsakar miljöförändringar som kan leda till minskning i populationsstorlek eller till och med utrotning av ett harrbestånd (Gönczi 1989). Harren söker sig till det strömmande vattnet, vilket plötsligt blir ett lugnvatten och då tvingas harren byta habitat.

Flödesvariationer gör att längden och bredden strömhabitat påverkas, vilket i sin tur påverkar tillgången på habitat med strömmande vatten samt grad av konkurrens och predation från andra arter. Ett lågt vattenflöde minskar andelen strömmande habitat både uppströms och nedströms magasinet. Därmed reduceras harrens lekrområden (Lusk 1979) samtidigt som konfrontationen med de lugnvattenlevande arterna gädda och sik ökar (Henricson 1984).

Vid stora flödesvariationer finns det också risk för att ägg och yngel som lever i strandkanten, antingen i regleringsmagasinet eller nedströms magasinet, strandas (Bell m.fl. 2008; Kondolf 2000; Crisp 1996; Peterson 1968; Riley m.fl. 2009; Thutan m.fl. 2012). Är flödet nedströms högt finns det även risk för att ägg och yngel nedströms magasinet spolats bort (Nykänen 2004).

En annan tänkbar effekt av låga flöden är att det under sommaren finns risk för att vattnet nedströms värms upp till för höga temperatur (>18 °C), vilket skulle missgynna harren. Även i magasinet uppströms kan vattentemperaturen bli hög om solen ligger på den stora ytan. Tappar man av ytligt vatten kan detta vara alltför varmt för kallvattensarten harr.

5.5. Regleringsmagasins påverkan på harren jämfört med andra arter

Jämfört med andra vandrande laxfiskar som öring och lax verkar det dock som att harren klarar sig bättre att anpassa sig till de nya förhållanden som ett regleringsmagasin skapar. Dels är harren mycket mer flexibel i sitt habitat- och födoval (Henricson 1984; Persson och Walter 1981; Müller 1961). Till exempel, är harren inte lika beroende av drivande föda i strömmande vatten som öringen (Gönczi 1985). Sedan rör sig harren inte heller över lika stora områden som lax och öring och utsätts troligen inte i lika hög grad för vandringshinder (Parkinson m.fl. 1999). Att harrens lek sker på våren kan också vara till fördel i en reglerad älv då vattenflödet bara i undantagsfall regleras under en kort tidsperiod. Även att rommen endast ligger i tre veckor på botten innan den kläcks (Peterson 1968) kan vara till harrens fördel, eftersom då utsätts äggen för variationer i vattenflöden endast under en relativt kort tid (Henricson 1984).

Vad som ändå bör poängteras är att i det stora hela så är regleringsmagasin ogynnsamma för harren. Populationstätheten av harrungar minskar i lugnvattenområden (Degerman och Sers 1994) och i många svenska utbyggda älvar har harren försvunnit helt eller minskat på grund av vattenkraftsutbyggnad (Andersson 1978b; Näslund m.fl. 2013). Vattenkraftsutbyggnad skapar fysiska vandringshinder, ökar andelen lugnvatten och variationer i vattenflöde, dessa faktorer påverkar harren på varierande sätt vilket har redogjorts i föregående sektioner och i tabell 4.

Tabell 4: Översikt av regleringsmagasins påverkan och dess effekter på harren

Påverkansfaktorer		Effekt
Fysiska vandringshinder		Begränsade vandringsmöjligheter till andra habitat
Ökad andel lugnvatten		Begränsade vandringsmöjligheter till andra habitat
		Minskad andel strömmande habitat
		Ökad konkurrens med andra arter
Variationer i vattenflöde	Lågt flöde	Minskad andel strömmande habitat
		Ökad konkurrens med andra arter
		Risk för strandade ägg och yngel
		Risk för höga vattentemperaturer
	Högt flöde	Risk för bortspolade ägg och yngel

6. REKOMMENDATIONER OCH ÅTGÄRDER

6.1. Återskapande av strömmande älvshabitat

Harren kan leva i stilla vatten som sjöar, men endast då utan stora mängder starka konkurrenter och rovfiskar. För att harren ska klara sig i konkurrensen med sik och gädda i dämnda älvar måste det finnas tillgång till älvshabitat med strömmande vatten, antingen i älven eller i större tillflöden. En produktion av vuxen harr i mindre tillflöden är inte rimlig att förvänta då den stora harren framförallt kräver vattendrag som är mer än 5 meter breda.

Storleken på habitat med strömmande vatten kan öka om vattenhastigheten i älven, både uppströms och nedströms regleringsmagasinet ökar, via en hög och stabil minimitappning. I svenska Indalsälven, har harren klarat av att överleva i regleringsmagasin delvis på grund av att minimitappningen varit hög. Den höga minimitappningen gjorde så de strömmande områdena bevarades vilket skapade både lekmöjligheter, en bredare näringsbas och stärkte harrens ställning i konkurrens med andra arter (Henricson 1984). Vi har inte hittat referenser på vilka vattenföringar harren kräver, utan snarare är det frågan om vilken vattenföring som skapar strömmande älvshabitat som är avgörande. Således varierar nivån för hur hög en minimitappning bör vara lokalt. Vilka vattenhastigheter som harren kräver visar tabell 1 och 2. Det handlar alltså inte om flödesmängder, utan flödes hastigheter. Givetvis ökar en större flödesmängd det strömmande habitatet vid givna förutsättningar.

Harren kräver inte bara ett habitat med strömmande vatten utan också ett habitat som är mångformigt. En finsk studie visar att habitatåterställningar i form av anläggning av små öar och utplacering av stenblock i en kanaliserad del av en reglerad älv haft positiv inverkan på harren (Vehanen m.fl. 2003). Det innebär att vi rekommenderar att större tillflöden och älvar som tidigare har rensats på större sten och block bör återställas. En annan möjlig habitatåterställningsåtgärd för att undvika att yngel och ägg strandas vid låga vattenflöden nedströms kraftverket är att skapa små strandnära bassänger, i vilka vatten kan finnas kvar även då flödet är lågt (Thutan m.fl. 2012).

Vi vill påpeka att restaureringar kan vara svåra att genomföra, då det rör sig om stora vatten och stora stenar och dessa kan inte heller uppväga regleringsmagasinets negativa effekt på harren. Andersson (1978b) konstaterar i sin studie från reglerade Umeälven, där det redan finns potentiella harrhabitat, ”det är ur såväl biologisk som praktisk synpunkt helt orealistiskt att tänka sig att skadan på strömfiskebestånden i Umeälven till någon nämnvärd del skulle kunna kompenseras genom miljöförbättrande åtgärder” (Anderson 1978b, s. 19). Denna syn är väl drastisk, men i litteraturen eller bland genomförda restaureringsprojekt finns få redovisade goda exempel på att man förbättrat harrbestånd med restaurering i reglerade älvar. Det kan dock rekommenderas att återställa habitatmångformigheten i strömmande sträckor.

6.2. Utjämning av flödesvariationer

Höga flödesvariationer påverkar harren negativt, både nedströms och uppströms. Vi rekommenderar därför att korttidsreglering undviks i största möjliga mån, framförallt under våren och den tidiga sommaren då ägg- och yngelutveckling sker.

Under sommaren, i de södra utbredningsområdena, kan det också vara nödvändigt att se över tappningar. Annars finns det risk för att undvika att vattentemperaturerna kan stiga allt för mycket, dels i själva regleringsmagasinet men också i grundare pooler som kanske inte töms på vatten nedströms dammen.

6.3. Förbättring av lekmöjligheter och anläggning av lekområden

Harrlek i regleringsmagasinens lugnflytande delar verkar inte förekomma och det är viktigt öka harrens lekmöjligheter i anslutning till magasinet, alternativt att återskapa strömmiljöer i älven. Anlagda lekområden har visat sig haft en positiv påverkan på harren då antalet ägg ökat och äggutvecklingen gynnats (Nielsen 1994; Zeh och Dönni 1994) och skulle kunna vara en möjlig åtgärd för att förbättra för harrpopulationer.

Vid anläggning av ett lekområde är det flera saker som är viktiga att tänka på. Själva området bör bestå av grus och mindre sten på ett vattendjup av 20-50 cm i strömmande vatten. Nära lekområdet bör det finnas grunda (5-10 cm) strandpartier med lägre vattenhastighet ($< 0,1$ m/s) som kan utgöra uppväxtområde för yngel. Lekområden bör också anläggas där konkurrensen med öring bedöms lägre, eftersom harr och öring kan konkurrera som små (Degerman m.fl. 2000). Lekfiskarna behöver vila och ansamlas i lite djupare vatten nära lekområdena, sådana höljor skall helst vara utan rovfiskar, dvs. strömsatta. Det kan också vara lämpligt att ordna visuella blockeringar på lekområden för att minska aggressioner och tillåta fler att leka om mängden lekområden kan anses begränsande. I vilken utsträckning detta bör göras är inte känt. Vi tror att man bör vara försiktig med att tillföra för mycket död ved och grov sten då effekten på lekplatsens lämplighet kanske kan äventyras, samt ståndplatser för rovfisk kan skapas.

I övrigt är det viktigt att lekområdet anläggs i första hand i större tillflöden som har vattenföring året om, mynnar i strömsträckor, inte har för surt vatten, i partier som är rensningspåverkade och som helt saknar lekområden och gärna i sjörika system vilket ger snabbare tillväxt. Är det brist på tillflöden som håller vatten året om bör vattendrag som är möjliga för harren att vandra till under våren och som håller vatten minst fram till mitten av sommaren prioriteras. För att se till så att det är möjligt för harren att vandra upp i mindre tillflöden kan det behövas en årlig inspektion av tillflödenas mynning är så att vandringsleden är fri.

6.4. Utsättningar

Utsättningar av harr, som rom eller vuxen fisk, verkar inte ha varit en framgångsrik metod för att skapa tillfälliga fiskemöjligheter (Breivik 1973; Sjöstrand 1998; Gönczi 1985) och då främst i rotenonbehandlade sjöar eller sjöar med få konkurrenter och rovfiskar (Degerman m.fl. 2014). Vi rekommenderar inte utsättningar som en åtgärd för att gynna befintliga harrbestånd (se Degerman m.fl. 1998).

6.5. Eliminering av vandringshinder

Harr missgynnas tydligt när vandringshinder etableras och älvarna däms upp i regleringsmagasin. I en reglerad älv uppstår både fysiska vandringshinder och vandringshinder i form av stora lugnvatten med konkurrenter och predatorer. En viktig åtgärd för att förbättra harrrens situation i reglerade älvar är därför att minimera antalet vandringshinder. Dock finns det få svenska exempel på hur fiskfaunan påverkas av utrivning av dammbyggnader (Nilsson m.fl. 2013), men troligen skulle biodiversiteten i hela system öka och harrren skulle kunna vandra till områden som inte tidigare varit åtkomliga (Hitt m.fl. 2012).

Där så är möjligt bör fiskvägar anläggas som omlöp så att nya strömhabitat skapas som ersättning för dem som gått förlorade. Minimiflöden i torrfåror, ofta den gamla älvfåran, ska prioriteras.

6.6. Fiskeregleringar

Vi anser att åtgärder för att gynna harrbestånd generellt **måste** kombineras med att man ser över fiskeregler och uttag. Harr är lätt att fånga vid fiske (Northcote 1995; Linlökken 1995) och tål troligen ett lägre fisketryck än öringen (Anon 1997). Fiskas harr innan den har nått könsmognad minskar beståndets reproduktionspotential. Framförallt stora honor är viktiga för laxfiskars reproduktiva framgång, ett minimimått bör därför anpassas efter honornas könsmognad och vara minst 35 cm, helst 40 cm. Fiskereglering inriktat på att tillåta lekmogen harr att få leka, åtminstone en gång är nödvändig annars finns det risk för att stora fiskar blir mycket ovanliga samtidigt som återväxten av yngre fiskar minskar (Power och Power 1996). Om beståndet är glest krävs förvaltning som medför återhämtning. Snabbast går det om man helt stänger fisket under ett antal år. Regler som innebär ett mycket högt minimimått (>40 cm) eller att all fångad fisk måste återutsättas kan också vara ett alternativ (Leonardsson m fl 2011b). I Idsjöströmmen i centrala Sverige så har införandet av catch and release visat sig öka fångst per ansträngning, vilket är ytterligare en möjlig reglering som kan minska fisketrycket (Näslund m.fl. 2005). Ett annat bra alternativ är ett maximimått så att stor harr (>40 cm) fredas, men det bör då kombineras med en bag-limit, det vill säga en maximalt tillåten fångst per dag (Nordwall m.fl.

2002). Samtidigt bör det också vara självklart med fredning före och under leken eftersom då kan harren ansamlas i täta bestånd vilket kan ge stora fångster.

För att en fiskevårdsåtgärd ska vara effektiv är det viktigt att vara tålmodig. Efter att fiskeregleringar i Idsjöströmmen implementerats dröjde det flera år innan antalet fångade större harrar ökade och troligen kan det ta upp till 10 år innan effekterna av fiskerestriktioner har nått sin fulla verkan (Näslund m.fl. 2005). Det bör också poängteras att eftersom harren är en fisk som är beroende av flera olika habitat och att kunna röra sig mellan habitaterna är det väldigt viktigt att harren förvaltas utifrån ett vattensystemsperspektiv. Vilket innebär att vid införandet av fiskerestriktioner måste hänsyn tas till hela harrens utbredningsområde.

7. SLUTSATSER

Harren är en anpassningsbar art samtidigt som den kräver tillgång på många olika habitattyper. I älvar påverkas harren påverkas negativt av regleringsmagasin då tillgången på lämpliga habitat är lägre än i en icke reglerad älv samtidigt som konfrontationen med lugnvattenlevande konkurrenter och predatorer är högre. För att minska regleringsmagasinets negativa påverkan föreslår vi följande åtgärder:

- Återskapa strömmande habitat, exempelvis genom att undvika korttidsregleringar eller införa en relativt hög minimitappning.
- Återskapa en varierad bottenmiljö genom habitatåterställningar.
- Undvik korttidsreglering.
- Se över tappningen i harren södra utbredningsgräns så att alltför varmt vatten undviks.
- Återskapa lekområden i älven och dess tillflöden.
- Minimera antalet vandringshinder. Fiskvägar bör byggas och onödiga dammar bör rivas.
- Anpassa fisket via fiskeregleringar. Förslag på regleringar är minimimått, catch and release, maximått kombinerat med en bag-limit och inget fiske under leksäsong.

8. ERKÄNNANDEN

Tack till Erik Degerman för litteraturtips, genomläsning av tidigare versioner och för alla figurer baserat på data från NORS och SERS. Tack också till Erik Petersson för kommentarer på tidigare versioner och till Johan Hammar och Olof Filipsson för litteraturtips. Vattenregleringsföretagen har finansierat denna sammanställning.

9. REFERENSER

- Ahlén, I. och Tjernberg, M. 1996. Rödlistade ryggradsdjur i Sverige - Artfakta, Artdatabanken, SLU, Uppsala
- Ahonen, J. 2013. Korttidsregleringsmönster i Ångermanälvens avrinningsområde. Kandidatuppsats i biologi. Institutionen för ekologi, miljö och geovetenskap. Umeå universitet.
- Alanära A, Hudd R, Nilsson J, Ljungren L, Lax H-G och Carlsson U. 2006. Slutrapport Projekt kvarkenharr. Vattenbruksinstitutionen SLU Umeå, Rapport 55.
- Andersson, T. 1978a. Förändringar av fiske och fiskbestånd i Umeälven under senare decennier med särskild hänsyn till vattenkraftutbyggnaden. Del 1 Sjöarna. Information Från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm 2
- Andersson, T. 1978b. Förändringar av fiske och fiskbestånd i Umeälven under senare decennier med särskild hänsyn till vattenkraftutbyggnaden. Del 2 Älven mellan Storuman och Stornorrfors. Information Från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm 2.
- Anon. 1997. Fisket i Juktån 1938-1994. Västerbottens sportfiskeklubb.
- Anon. 2008. Opublicerade data. Harr.
- Bain, M.B., Finn, J.T. och Booke, H.E. 1988. Streamflow regulation and fish community structure. *Ecology* 69: 382–392
- Bardonnet, A. och Gaudin, P. 1990a. Diel pattern of emergence in grayling (*Thymallus thymallus*, Linneus, 1758). *Canadian Journal of Zoology* 68:465-469
- Bardonnet, A och Gaudin, P. 1990b. Diel pattern of first downstream post-emergence displacement in grayling, *Thymallus thymallus* (L., 1758). *Journal of fish biology* 37(4):623-627

Bardonnet, A. och Gaudin, P. 1991. Influence of daily variations of light and temperature on the emergence rhythm of grayling fry (*Thymallus thymallus*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 48:1177–1180

Bardonnet, A., Gaudin, P. och Persat, H. 1991. Microhabitats and diel downstream migration of young grayling (*Thymallus thymallu* L.). Freshwater Biology, 26:365–376

Baxter, R.M. 1977. Environmental effects of dams and impoundments. Annual Review of Ecology and Systematics 8:255–283

Beauchamp, D.A. 1990. Movements, habitat use, and spawning strategies of Arctic grayling in a subalpine lake tributary. Northwest Science 64:195-207

Bell, E., Kramer, S., Zajanc, D. och Aspittle, J. 2008. Salmonid Fry Stranding Mortality Associated with Daily Water Level Fluctuations in Trail Bridge Reservoir, Oregon. North American Journal of Fisheries Management, 28(5): 1515–1528.

Berglund, I. och Persson, B.O. 1985. Reproduktionsstrategins betydelse för överlevnaden hos olika harrstammar i försurade och kalkade vatten. Institutionen för ekologisk zoologi, Umeå universitet

Breivik. 1973. Harrfisket i Tandsjön. Fiskerinytt 5:2-12

Cattaneo, F., Grimardis, D., Carayon, M., Persat, H. och Bardonnet, A. 2013. A multidimensional typology of riverbank habitats explains the distribution of European grayling (*Thymallus thymallus* L.) fry in a temperate river. Ecology of Freshwater Fish

Clarke, A.D., Telmer, K.H. och Shrimpton, J.M. 2007. Habitat use and movement patterns for a fluvial species, the Arctic grayling, in a watershed impacted by a large reservoir: evidence from otolith microchemistry. Journal of Applied Ecology 44(6):1156-1165

Crisp, D.T. 1996. Environmental requirements of common riverine European salmonid fish species in fresh water with particular reference to physical and chemical aspects. *Hydrobiologia* 323:201-221

Daufresne, M., och Boet, P. 2007. Climate change impacts on structure and diversity of fish communities in rivers. *Global Change Biology* 13:2467–2478

Degerman, E. och Lingdell, P.E. 1993. pHisces - fisk som indikator på lågt pH. *Information från Sötvattenslaboratoriet*, 3:37-54.

Degerman, E. och Sers, B. 1992. Fish assemblages in Swedish streams. *Nordic Journal of Freshwater Research*, 67:61-71

Degerman, E. och Sers, B. 1993. A study of interactions of fish species in streams using survey data and the PCA-Hyperspace technique. *Nordic Journal of Freshwater Research*, 68:5–13

Degerman, E. och Sers, B. 1994. The effect of lakes on the stream fish fauna. *Ecology of freshwater fish* 3:116–122.

Degerman, E., Näslund, I. och Sers, B. 2000. Stream habitat use and diet of juvenile (0+) brown trout and grayling in sympatry. *Ecology of Freshwater Fish* 9:191-201

Degerman, E., Nyberg, P., Näslund, I. & D. Jonasson, 1998. *Ekologisk fiskevård. Sportfiskarna*, 335 s.

Degerman, E., Näslund, I. och Sers B. 2005. *Fiskbeståndens utveckling i skogsvattendrag i Norrlands inland. Levande skogsvatten, WWF*

Degerman, E., Andersson, M., Sers, Berit. 2014. *Fiskfaunan i Västernorrlands sötvatten – arter, förändringar och status. Rapport från Länsstyrelsen i Västernorrlands län, under tryckning.*

Degerman, E., Calles, O., Näslund, I. och Wickström, H. 2013. Påverkan på strömlevande fisk av anlagda lugnvatten – Underlag till vägledning om lämpliga försiktighetsmått och bästa möjliga teknik för vattenkraft. Havs- och vattenmyndighetens rapport 15

d'Hulstere, D. och Phiippart. J.C. 1982. Observations sur le comportement d'éclosion et de post-éclosion chez l'ombre commun, *Thymallus thymallus* L. Canadian Ethological Application 2:63-80

Fabricius, E. och Gustafson, K.J. 1958. Observations on the spawning behaviour of the Grayling, *Thymallus thymallus* (L.). Reports of the Drottningholm Freshwater Research Institute. 36:75-103.

Filipsson, O. och Svärdson, G. 1976. Principer för fiskevården i rödingsjöar. Information från sötvattenslaboratoriet Drottningholm 2

Greenberg, L. 1996. Öringens och harrens val och utnyttjande av Vojmåns mikrohabitat. Rapport från vattenfall hydropower ab: projekt miljöanpassad vattenkraft

Greenberg, L., Svendsen, P. och Harby, A. 1996. Availability of microhabitats and their use by brown trout (*Salmo trutta*) and grayling (*Thymallus thymallus*) in the River Vojmån, Sweden. Regulated Rivers 12:287–303

Gönczi, A. P. 1985. Utsättning av harr i kraftverksmagasin. FÅK informerar 20:23-31

Gönczi, A.P. 1989. A study of physical parameters at the spawning sites of European grayling (*Thymallus thymallus* L. Regulated Rivers: Research & Management 3(1): 221–224

Hammar, J. och Green, R.B. 2013. Rödingen i Rostujávri – en konkurrens- och klimatstyrd naturresurs som gäckar sportfisket. Aqua Reports 14.

Hansson, M. 1984. Sjöregleringseffekter på sik, abborre, öring och spigg i Lulejaure. Inf. Från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm 9

Haugen T. O. och Rygg TA. 1996. Food- and habitat segregation in sympatric grayling and brown trout. *Journal of Fish Biology* 49(2):301-318.

Haugen, T. O., och Vøllestad, L.A. 2000. Population differences in early life-history traits in grayling. *Journal of Evolutionary Biology* 13:897–905

Heggenes, J., Qvenild, T., Stamford, M.D. och Taylor, E. 2006. Genetic structure in relation to movements in wild European grayling (*Thymallus thymallus*) in three Norwegian rivers. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 63: 1309-1319

Henricson, J. 1984. Harrbeståndets storlek i ett kraftverksmagasin i Indalsälven uppskattad med fångst-återfångstmetoder. Information från Sötvattenslaboratoriet Drottningholm 6

Hitt, N. P., Eyler, S. och Wofford, J.E.B. 2012. Dam Removal Increases American Eel Abundance in Distant Headwater Streams. *Transactions of the American Fisheries Society* 141(5):1171–1179.

Hudd, R., Berglund, J. och Ahlqvist, J. 2008. Verifiering och justering av GIS-modell för den havslekande harren (*Thymallus thymallus*) yngelproduktionsområden i Kvarken. Substansrapport för Interreg IIIA-projektet: Kvarken harrens yngelproduktion

Jansson, H., Öst, T. och Ring, O. 1988. Populationsgenetiska studier av harr. Slutrapport, Institutionen för genetik, Uppsala universitet

Jensen, H. och Alanära, A. 2006. Harrfiskets omfattning och karaktär vid kusten i Kvarkenregionen. Vattenbruksinstitutionen, SLU Umeå Rapport 45

Kondolf, G.M. 2000. Assessing salmonid spawning gravel quality. Transaction of the American Fisheries Society 129:262-282

Koskinen, M.T., Ranta, E., Piironen, J., Veselov, A., Titov, S., Haugen, T.O., Nilsson, J., Carlstein, M. och Primmer, C.R. 2000. Genetic lineages and postglacial colonization of grayling (*Thymallus thymallus*, Salmonidae) in Europe, as revealed by mitochondrial DNA analyses Molecular Ecology 9(10):1609-1624.

Kristiansen, H. och Doving, K.B. 1996. The migration of spawning stocks of grayling *thymallus thymallus* in lake Mjosa Norway. Environmental biology of fishes. 47(1):43-50

Leonardsson, K., Byström, P. och Näslund, I. 2011a. Hur mäter man mängden fisk? Kapitel 13 i Ekologi för fiskevård, Sportfiskarna.

Leonardsson, K., Byström, P. och Näslund, I. 2011b. Olika fiskereglers inverkan på fiskbestånd. Kapitel 11 i Ekologi för fiskevård, Sportfiskarna.

Linlökken, A. 1995. Angling pressure, yield and catch per effort of grayling *Thymallus Thymallus* (L.) and brown trout *Salmo Trutta* L on the rivers Glomma and Rena southeastern Norway. Fisheries management and ecology 2:249-262

Linlökken, A. 1993. Efficiency of fishways and impacts of dams on the migration of grayling and brown trout in the Glomma River system, Southeast Norway. Regulated Rivers-Research & Management 8(1-2):145-153

Lundvall, David. 2014. Dalarnas fiskfaunan. Rapport från Länsstyrelsen i Dalarnas län. Under tryckning.

Lusk, S. 1979. Ten years of changes of the salmonid fish stock in a reach of the Loucka Stream. Folia Zoologica, 281: 43-54

Lusk, S, Halacka, K. & Luskova, V. 1995. Influence of small hydroelectric power-stations on fish communities in stream. *Zivocisna Vyroba* 40(8):363-367.

Maisse, G. och Carmie, H. 1987. Influence de la temprature sur l'ovulation de l'ombre commun *Thymallus Thymallus*. *Bulletin Francais de la Peche et la Pisciculture* 305:54-60

Maitland, P.S. och Campbell, R.N. 1992. *Freshwater fishes of the British Isles*. Harper Collins, The New Naturalist

Mallet, J.P., Charles, S., H. Persat, H., och Auger, P. 1999. Growth modelling in accordance with dailywater temperature in European grayling (*Thymallus thymallus* L.). *Canadian Journal of Fish Aquatic Sciences* 56: 994–1000

Mallet, J.P., Lamouroux, N., Sagnes, P. och Persat, H. 2000. Habitat preferences of European grayling in a medium size stream, the Ain river, France. *Journal of fish biology* 56:1312-1326

Müller, K. 1961. Die Biologic der Asche (*Thymallus thymallus* L.) im Lule älv (Schwedich Lapland). *Zeitung für. Fischerei* 10:170-201

Müller-Haekkel, A. 1984. The reproduction of the grayling (*thymallus, thymallus* L) in raltion to the acidity of a coastal stream in northern Sweden. *Fauna Norrlandica* 2

Mäki-Petäys, A., Vehanen, T. och Muotka, T. 2000. Microhabitat use by age-0 brown trout an grayling: Seasonal responses to streambed restoration under different flows. *Transactions of the American fisheries society* 129:771-781

Nielsen, J. 1994. Lakaetiskene og kanosejladsen i Gudenåen opstrøms Mossø. Vejle Amt, Teknik og Miljø 70

Nilsson, N., Sjöstrand, P. och Lindvall, P. 2013. Uppföljning av dammavsänkningar och damnutrivningar i Knipån, Hökesån och Tabergsån. Vätternvårdsförbundet, Vättern-fakta 3

Nilsson, N. 2009. Vätternharren. Vätternvårdsförbundet. Rapport 97.

Norbäck, O. G. 1884. Handledning i fiskevård och fiskafvel: jemte öfversigt af svenska sötvattensfiskarnes familjer, släkten och arter. Stockholm: C. E. Fritzes bokh.

Nordwall, F., Lundberg, P. och Eriksson, T. 2000. Comparing size-limit strategies for exploitation of a self-thinned stream fish population. Fisheries management and ecology 7:413-424

Northcote, T.G.1995. Comparative biology and management of Arctic and European grayling (Salmonidae, *Thymallus*). Reviews in Fish Biology and Fisheries. 5:141-194.

Nykänen, M. 2004. Habitat selection by riverine grayling, *Thymallus thymallus* L. Doctorial thesis, university of Jyväskylä.

Nykänen, M., Huusko, A. and Mäki-Petäys, A. 2001. Seasonal changes in the habitat use and movements of adult European grayling in a large subarctic river. Journal of fish biology 58:506-519

Nykänen, M. and Huusko, A. 2003. Size-related changes in habitat selection by larval grayling (*Thymallus, thymallus* L.). Ecology of freshwater fish12:127-133

Nykänen, M. and Huusko, A. 2004. Transferability of habitat preference criteria for larval grayling (*Thymallus, thymallus*). Canadian Journal of Fish and Aquatic Sciences 61:185-192

Nykänen, M., Huusko, A. och Lahti, M. 2004a. Changes in movement, range and habitat preferences of adult grayling from late summer to early winter. Journal of fish biology 64:1386-1398.

Nykänen M, Huusko A och Lahti M. 2004b. Spring migration of grayling from an overwintering pool to spawning and feeding areas: seasonal ranges, activity and habitat preferences. Manuscript

Näslund, I., Degerman, E., Calles, O. och Wickström, H. 2013. Fiskvandring – arter, drivkrafter och omfattning i tid och rum – Underlag till vägledning om lämpliga försiktighetsmått och bästa möjliga teknik för vattenkraft. Havs- och vattenmyndighetens rapport 11.

Näslund, I., Nordwall, F., Eriksson, T., Hannersjö, D och Eriksson, L.O. 2005. Long-term responses of a stream dwelling grayling population to restrictive fishing regulations. Fisheries research 72:323-332

Ojanlatva, D. 2001. Könsmognadsmönster hos strömlevande harr (*Thymallus thymallus*) - Variation i ålder/storlek för könsmognad och fekunditet i olika vattendrag. Institutionen för vattenbruk, SLU Umeå Examensarbete vid Institutionen för vattenbruk, SLU Umeå

Parkinson, D., Philippart, J.C. och Baras, E. 1999. A preliminary investigation of spawning migrations of grayling in a small stream as determined by radio-tracking. Journal of Fish Biology 55:172-182

Persson, B. G. och Walter, U. 1981. Harren i två kraftverksmagasin – en studie av näringsval, ålder och tillväxt. FÅK informerar 11.

Pneczak, K. and Kruk, A. Threatened obligatory riverine fishes in human-modified Polish rivers. Ecology of freshwater fish 9:109-117.

Persat, H. 1996. Threatened populations and conservation of the European grayling, *Thymallus thymallus* (L., 1758). In A. Kirchhofer and D. Hefti, editors, Conservation of endangered freshwater fish in Europe, s. 233-247

Persat, H. och Zaharia, M.E. 1992. The detection of reproductive activity of the grayling *Thymallus thymallus* (L. 1758) by passive listening. Archiv für Hydrobiologie 123(4): 469–477

- Peterson, H.H. 1968. The grayling, *Thymallus thymallus* (L.), of the Sundsvall Bay area. Institute of freshwater research, Drottningholm Reports 48:36-56
- Poncin, P. 1996. A field observation on the influence of aggressive behaviour on mating success in the European grayling. *Journal of Fish Biology* 48(4):802-804
- Power, M. och Power, G. 1996. Comparing Minimum-Size and Slot Limits for Brook Trout Management. *North American Journal of Fisheries Management* 16(1):49-62
- Riley, W.D. och Pawson, M.G. 2010. Habitat use by *Thymallus thymallus* in a chalk stream and implications for habitat management. *Fisheries Management and Ecology* 6: 544-553
- Reidy Liermann, C., Nilsson, C., Robertson, J. och Ng, R.Y. 2012. Implications of Dam Obstruction for Global Freshwater Fish Diversity. *Bioscience* 62(6):539–548
- Robson, A., Cowx, I.G. och Harvey, J.P. 2011. Impact of run-of-river hydro-schemes upon fish populations. Phase 1 Literature review, Sniffer Scotland & Northern Ireland Forum for Environmental Research
- Scott, A. 1985. Distribution, growth, and feeding of postemergent grayling *Thymallus thymallus* in an English river. *Transactions of the American Fisheries Society* 114(4):525-531
- Sempski, P. och Gaudin, P. 1995a. Size-related changes in diel distribution of young grayling (*thymallus thymallus*). *Canadian Journal of Fish and Aquatic Sciences* 52:1842-1848
- Sempski, P. och Gaudin, P. 1995b. Habitat selection by grayling – 2. Preliminary results on larval and juvenile daytime habitats. *Journal of Fish Biology* 47:345-349
- Sempski, P. och Gaudin, P. 1995c. Habitat selection by grayling—I. Spawning habitats X. *Journal of Fish Biology* 47(2):256-265

Sempeski, P. och Gaudin, G. 1996. Size-related shift in feeding strategy and prey-size selection in young grayling (*Thymallus thymallus*). Canadian Journal of Zoology 74:1597-1603.

Sers, B. och Degerman, E. 1992. Fiskfaunan i svenska vattendrag. Information från Sötvattenslaboratoriet Drottningholm 3

Sjöstrand, P. 1998. Undersökningar av harren i Vättern 1987-94. Fiskeriverkets utredningskontor i Jönköping.

Sjöberg, G. och Henricson, J. 1985. Harrens födoval i relgrade sjöar. Information från Sötvattenslaboratoriet, rapport nr 9

Sundbaum, K. and Näslund, I. 1998. Effects of woody debris on the growth and behaviour of brown trout in experimental stream channels. Canadian. Journal of Zoology 76: 56–61.

Svärdson, G. 1962. Harren. Särtryck ur fiske'.

Svärdson, G. och Nilsson, N.A. 1964. Fiskebiologi. LTs Förlag 2 uppl. 1985

Taylor, C.M. och Duggan, I.C. 2012. Can biotic resistance be utilized to reduce establishment rates of non-indigenous species in constructed waters? Biological Invasions 14(2):307–322

Tuhtan, J.A., Noack, M. och Wieprecht, S. 2012. Estimating Stranding Risk due to Hydropeaking for Juvenile European Grayling Considering River Morphology. Journal of Civil Engineering 16(2):197-206

Vehanen, T., Huusko, A., Yrjänä Lahti, M. och Mäki-Petäys. 2003. Habitat preference by grayling (*Thymallus thymallus*) in an artificially modified, hydropeaking river bed: a contribution to understand the effectiveness of habitat enhancement measures. Journal of Applied Ichthyology 19(1):15-20

Wedekind, C. och Kung, C. 2010. Shift of spawning season and effects of climate warming on developmental stages of a grayling (*Salmonidae*). *Conservation Biology* 24(5):1418-1423

Witkowski, A. och Kowalewski, M. 1988. Migration and structure of spawning population of european grayling *thymallus thymallus* l in the Dunajec basin poland. *Archiv Fuer Hydrobiologie* 112(2)279-298

Woolland, J.V. 1987. Grayling in the Welsh Dee - Part 3: Feeding. *The Grayling Society* 1987:15-20

Zahkarenko, G. M. 1973: Migrations of the grayling (*Thymallus thymallus* L.) in the upper reaches of the Pechora. *Journal of Ichthyol.* 13:628–629

Zeh, M. och Dönni, W. 1994. Restoration of spawning grounds for trout and grayling in the river High-Rhine. *Aquatic Sciences* 56:59–69