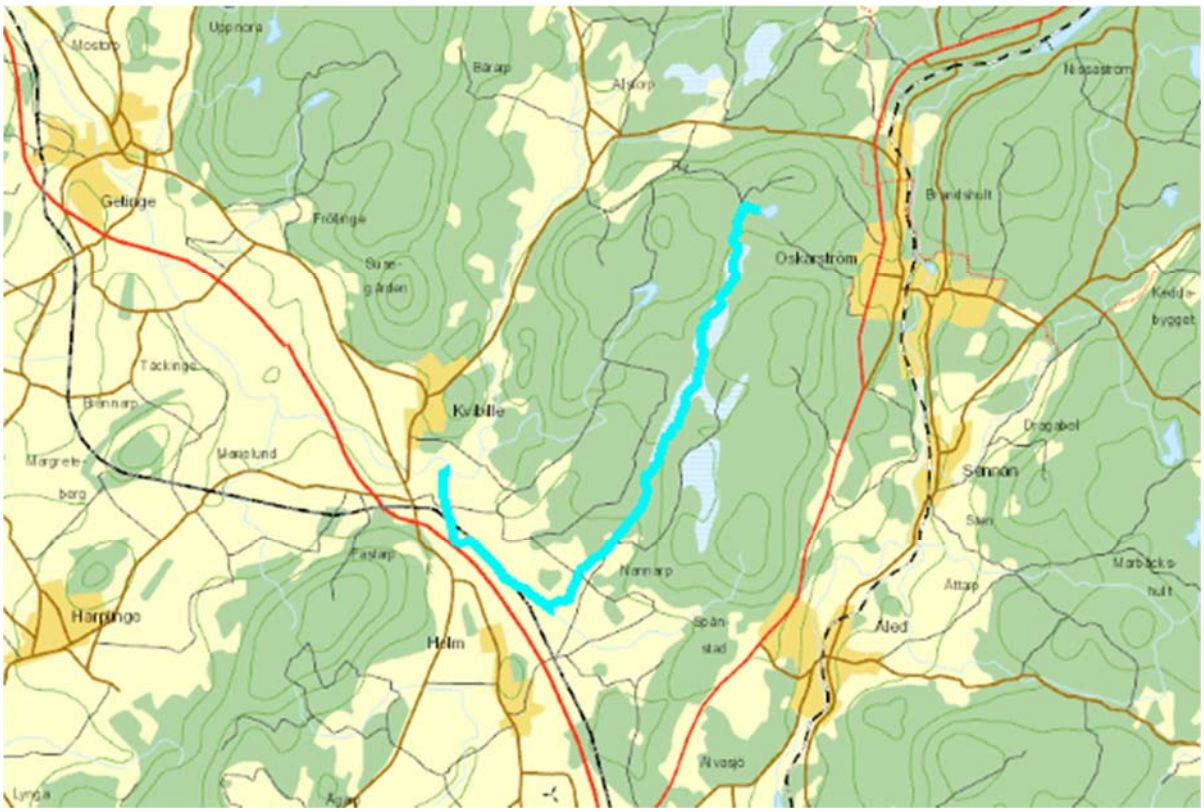
Hasslebäcken - En studie av vattenkvalitet, vandringshinder och potentiella reproduktionsbiotoper för öring



Linus Welander

Julius Jarving Olsson

Examensarbete, 15 hp

2016-08-24

Högskolan i Halmstad

Handledare: Lars-Erik Widahl

Examinator: Göran Sahlén

Abstract

This paper is about analyzing water quality of a stream that flows in southwest of Sweden called Hasslebäcken. The stream is a tributary of Suseån and has its springs in the nature reserve Biskopstorp and flows through a mixed landscape of mostly spruce forests and agriculture land. Little is known about Hasslebäcken and its water and therefore a study by request of Suseåns vattenråd was performed. The study consisted of analyzing the water of phosphorous, nitrogen, pH, suspended particles and conductivity. To broaden the examination of water quality sampling of benthic macroinvertebrates and two index (ASPT index and Shannon's diversity index) of water quality were used. Another part of the study were to search for fish barrier in the stream and to evaluate the possibilities for trout spawning and habitats. The whole stretch of the stream were examined and eleven different sampling sites were used. The results show that Hasslebäckens upper parts have low levels of nutrients while the lower parts show intermediate to extremely high levels. The index results points at low ecological values for Shannon and high ecological values for ASPT. This is normal for a stream that flows through an agricultural landscape. The results concerning pH show a lower pH in the upper parts than in the lower parts. This is also normal for a stream in a production forest of spruce in these parts of Sweden. Hasslebäcken also have several fish barrier that prevent various fish species to migrate up along the stream from the sea. The evaluation of trout habitats and spawning area show decent possibilities for successful reproduction and growth.

Keywords: Trout, fish barrier, benthic macroinvertebrates, stream, eutrophication.

Kartan på framsidan är hämtad från VattenInformationsSystemSverige (VISS)

http://viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterEUID=SE629826-132251 2016-09-30

Innehållsförteckning

1 Inledning ... 5
1.1 Hasslebäcken ... 5
1.2 Vattenkvalité ... 6
1.3 Öring och vandringshinder ... 8
1.4 Syfte ... 9
2 Material och metoder ... 10
2.1 Lokaler ... 10
2.2 Beskrivning av lokalerna ... 11
2.3 Inventering av bottenfauna ... 15
2.4 Kväveanalyser ... 16
2.5 Fosforanalyser ... 16
2.6 Flöde ... 17
2.7 Suspenderat material ... 17
2.8 Temperatur, pH och konduktivitet ... 17
2.9 Undersökning av öringbiotoper ... 17
3 Resultat ... 19
3.1 Bottenfauna ... 19
3.2 Totalkväve och nitrat ... 19
3.3 Totalfosfor och fosfat ... 20
3.4 Flöde och temperatur ... 20
3.5 Suspenderat material ... 20
3.6 pH ... 21
3.7 Konduktivitet ... 21
3.8 Öringbiotoper ... 24
3.8.1 Vandringshinder ... 24
3.8.2 Klassificering av öringbiotoper ... 24
4 Diskussion ... 26
4.1 Index-värden ... 26
4.2 Kväve ... 26
4.3 Fosfor ... 27
4.4 Åtgärder för näringsläckage ... 27
4.5 Flöde ... 28

4.6 Övriga mätvärden 28
4.7 pH 29
4.8 Öringbiotoper och vandringshinder 29
4.8.1 Öringbiotoper och bäckens variation 29
4.8.2 Vandringshinder 30
4.9 Jätteloka (*Heracleum mantegazzianum*) 30
4.10 Slutsats 31
5 Referenser 33

1 Inledning

1.1 Hasslebäcken

Hasslebäcken är ett 12 kilometer långt biflöde till Suseån och ingår i Suseåns avrinningsområde som är 450 km^2 stort (Johansson 2013, Vattenmyndigheterna 2016, VISS 2016). Bäcken har sin källa i Hasslesjön och rinner genom ett blandat landskap med dominerande produktionsskog av gran i de övre delarna för att sedan gå över till nästan enbart jordbruksmark i de nedre delarna. Den rinner även genom myrmarker, en golfbana samt några mindre tomter. Suseån är den femte största ån i Halland med mynningen söder om Falkenberg (Johansson 2013). De nedre delarna av Suseån är kraftigt påverkade av dikning och uträtning för att öka jordbruksproduktionen och landskapet flankeras till stor del av jordbruksmark (Ljunggren & Söderman, 2009, Länsstyrelsen, 2016). Den sträcka av Hasslebäcken som vi har studerat börjar vid mynningen i Suseån strax söder om Kvibille upp till Hasslesjön som ligger ca 2 km nordväst om Oskarström, en sträcka på ca 12 km.

Efter en stor översvämning 1912 som förstörde fyra femtedelar av böndernas skörd planerades uträtningar av Suseåns åfåra. Uträtningen pågick mellan åren 1958-1960 och ansågs lyckad. Suseåns sträckning hade nu minskat från 2,8 mil till 1,5 mil (Johansson, 2013). På grund av dessa uträtningar är åns nedre delar känsliga för översvämningar vid kraftig nederbörd. De flodängar som fanns runt Suseån innan uträtningen fungerade som värdefulla buffertar för höga vattenflöden. Idag är de ersatta med bebyggelse och jordbruksmark (Johansson, 2013). Suseån är, som många andra mindre åar i Halland, påverkad av eutrofiering, något som anses vara ett stort problem runt om i hela Europa och kan leda till minskad biologisk mångfald och förstörelse av habitat (Dahl m.fl. 2009).

För att minska läckaget av näringsämnen i Hasslebäcken och uppnå kvalitetskravet ”god ekologisk status” till 2021 har det under perioden 2010-2014 utförts en rad åtgärder som att anlägga skyddszoner d.v.s. våtmarker liksom att avlägsna vandringshinder från Hasslebäcken och i nuläget har Hasslebäcken måttlig ekologisk status (VISS, 2016). Stora delar av Hasslebäcken som rinner genom jordbrukslandskapet har genomgått dikning och uträtning. Vid uträtning gör man bäck- eller åfåran rakare, djupare samt att kanterna till vattendraget blir brantare. Detta leder till minskad variation i och längs med vattendraget. Effekten av dessa handlingar gör att flödet på vattnet i bäcken ökar och därmed att näringsämnen och andra partiklar snabbare transporteras i vattendraget. Andra följder av detta är minskad

biomassa hos fisk och insekter men även lägre diversitet bland dessa (Harrison m.fl., 2004). Låga pH-värden har uppmätts i Suseån, ner till 5,5 i åns övre delar. Sådana pH-värden kan bidra till sämre reproduktion hos laxartade fiskar genom sämre mobilitet hos deras spermier (Ciereszko m.fl., 2010). Det finns tre kalkstationer utmed biflöden till Suseån som varit i bruk sedan 1985, dock finns ingen kalkdoserare i Hasslebäcken (Johansson, 2013).

Utöver eutrofiering är försurning ett problem som frekvent förekommer i sydsvenska sjöar och vattendrag. Försurning i Sverige beror främst på två saker, det första härstammar från de kolkraftverk och industrier i Storbritannien och Mellaneuropa som runt 80-talet släppte ut stora mängder kväve- och svavelföreningar vilka deponerades som surt regn över främst sydvästra Sverige. Sverige påverkas än idag av surt regn. Den andra anledning till ökad försurning är det moderna skogsbruket med odling av främst gran då granens barr samt uttag av biomassa och försvinnande av basiska ämnen i timmer bidrar till försurning (Vattenmyndigheten Södra Östersjön, 2010, Degerman m.fl. 1998, Havs- och Vattenmyndigheten, 2014). Den försurande effekten från skogsbruket ökar fortfarande pga. ett ökat uttag av grenar och toppar vid avverkningar där basiska joner finns som neutraliserar marken. (Havs- och Vattenmyndigheten, 2014).

1.2 Vattenkvalité

Det finns för närvarande ingen data i elfiskeregistret om Hasslebäcken (SLU, 2016).
I nuläget finns det inte mycket data och information om Hasslebäcken och delar av den datan som finns att tillgå är modulerat vilket betyder att bäckens ekologiska status endast härstammar från två mätpunkter i hela vattendraget. (VISS, 2016). Resultatet av denna undersökning strävar åt att skapa en bättre helhetsbild av Hasslebäcken och att möjliggöra bättre resultat av framtida naturvårdsåtgärder och där igenom bidra till att Sverige kommer närmre tre av sina miljökvalitetsmål, *Bara naturlig försurning, Levande sjöar och vattendrag* och *Ingen övergödning.* Med *Bara naturlig försurning* menar riksdagen följande: "De försurande effekterna av nedfall och markanvändning ska underskrida gränsen för vad mark och vatten tål. Nedfallet av försurande ämnen ska inte heller öka korrosionshastigheten i markförlagda tekniska material, vattenledningssystem, arkeologiska föremål och hällristningar" (Naturvårdsverket, 2016). På många platser i landet är markerna och vattnet

naturligt försurat men ämnen så som ammoniak och svaveldioxid från exempelvis jordbruk och industrier har bidragit till ytterligare försurning (Naturvårdsverket 2016). Som *Levande sjöar och vattendrag* definierar riksdagen "Sjöar och vattendrag ska vara ekologiskt hållbara och deras variationsrika livsmiljöer ska bevaras. Naturlig produktionsförmåga, biologisk mångfald, kulturmiljövärden samt landskapets ekologiska och vattenhushållande funktion ska bevaras, samtidigt som förutsättningar för friluftsliv värnas" (Naturvårdsverket, 2016). Vårt intresse att skapa elektricitet genom reglering av vattenflöde står i konflikt mot många vattenlevande organismers behov av fritt flödande vatten som varierar i mängd över året (Naturvårdsverket, 2016). Därför är det viktigt att det hela tiden bedrivs ett aktivt arbete för att se till att våra mänskliga intressen inte ges mer utrymme än att naturliga processer kan fortsätta ske med gott resultat. Riksdagen definierar *Ingen övergödning* på följande sätt: "Halterna av gödande ämnen i mark och vatten ska inte ha någon negativ inverkan på människors hälsa, förutsättningar för biologisk mångfald eller möjligheterna till allsidig användning av mark och vatten" (Naturvårdsverket, 2016). Det är framförallt för höga halter av fosfor och kväve som orsakar övergödning i rinnande vatten. Dessa ämnen kan läcka ut från bland annat bristfälliga avloppsanläggningar, jordbruk och från industrier. Detta påverkar vattendraget negativt genom att naturliga processer i vattnet rubbas och vattnets ekotyp kan ändras (Pietersea m.fl., 2003). Övergödning kan även orsaka problem i haven då det näringsberikade vattnet från vattendragen når havet och kan orsaka algblomning, nedsatt syrehalt i vattnet och rubbade näringskedjor. Det här är ett problem i Kattegatt och här hamnar vattnet från Hasslebäcken (Spokes & Jickells, 2005). Regionalt för Halland är *Ingen övergödning* det enda miljömålet av sexton med positiv utveckling. Under de fyrtio år som mätningar gjorts visar dock varken utsläppen av kväve eller fosfor någon tydlig minskning. Mellan 60 000 och 150 000 ton kväve samt 2000 till 5000 ton fosfor transporteras årligen ut till våra hav (Naturvårdsverket (2), 2016, Naturvårdsverket (3), 2016). Skillnader i vattenföringen är den främsta orsaken till variationerna. Både kväve- och fosforutsläppen från avlopp, jordbruk och industrier har minskat de senaste åren men likväl ses ingen minskning. Det tros delvis bero på ökad vattenföring som gör att mer kväve och fosfor transporteras ut i haven (Naturvårdsverket (2), 2016, Naturvårdsverket (3), 2016). Endast utsläppen av ammoniak visar en positiv trend. 52 000 ton ammoniak släpptes ut i Sverige 2013 vilket är en tjugo procentig minskning sedan 1995 (Naturvårdsverket (4), 2016). Majoriteten av ammoniakutsläppen står jordbruket för. Åttiosju procent kommer från

jordbruket där 75 procent av de åttiosju procenten kommer från gödselhantering. Nedgången sedan 1995 beror främst på minskat antal djur och bättre gödselhantering. Sveriges delmål till år 2010 var att minska det totala ammoniakutsläppet i landet med femton procent jämfört med nivåerna från år 1995 (Naturvårdsverket (4), 2016). Därmed är delmålet uppnått och denna sammantagna utvecklingskurva för kväve, fosfor och ammoniak räcker för att miljömålet *Ingen övergödning* ska anses ha positiv utveckling. För målen *Bara naturlig försurning* och *Levande sjöar och vattendrag* bedöms trenden vara neutral i nuläget (Naturvårdsverket, 2015).

1.3 Öring och vandringshinder

I många av våra svenska vattendrag vandrar havslevande öring (*Salmo trutta*) och lax *(Salmo salar*) upp varje år för att reproducera sig. För att kunna lyckas med att reproducera sig har fisken flera krav: vattendjup på mellan 0,1 till 0,3 meter, lekgrus med en diameter på 0,5 till 10 cm samt en strömhastighet på cirka 0,5 m/s. Detta är miljöer som ofta försvinner i samband med mänsklig påverkan av vattendrag (Degerman m.fl. 1998). Dessa bestånd möter också ett annat stort problem i de allra flesta vattendrag i Sverige. Vandringshinder i form av vattenkraftverk och dammar sätter stopp för vandrande öring men även andra hotade arter som t.ex. olika arter av nejonöga (Petromyzontiformes) och ål (*Anguilla anguilla*) att nå sina reproduktionssträckor oftast högre upp i vattendragen (Ovidio & Philippart, 2002). Vattenkraft är en viktig energikälla för Sverige och står för en stor andel av den totala produktionen men många av dessa kraftverk, cirka 1700 av cirka 2000 är effekten under 1500 kW och sammanlagt generar de under 2,1 % av alla vattenkraftverk (Svensk Energi, 2016). Dessa små vattenkraftverk är ofta placerade i små vattendrag, som Suseån eller något större där effekten blir en bråkdel av vad de stora vattenkraftverken i Norrlands älvar producerar. Ett annat problem är att vissa verk inte har en minimitappning d.v.s. att de ibland inte släpper igenom något vatten alls och därmed torrlägger delar av åfåran nedströms. Detta kan få katastrofala följder som massdöd av både fiskar och vattenlevande insekter. Att vattennivån höjs och sänks med så snabba intervaller leder även till att det inte riktigt bildas någon litoral zon längs vattendraget där många organismer har sitt habitat och födosöksområde. En avveckling av dessa verk hade gynnat den biologiska mångfalden och i

sin tur ökat bland annat fisketurismen (Degerman m.fl. 1998, Näslund m.fl. 2013, Ambelu m.fl., 2013).

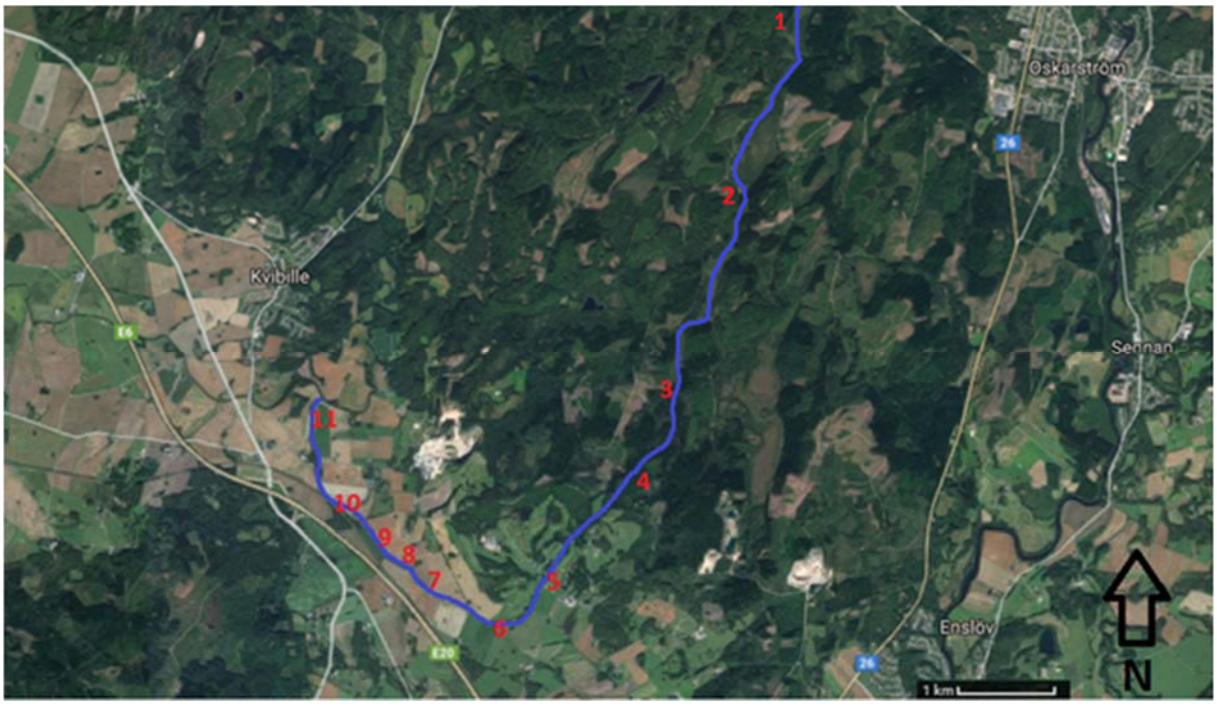
1.4 Syfte

Den här studien utfördes på uppdrag av Suseåns vattenråd för att undersöka Hasslebäcken. Den här studien syftar till att få fram en uppfattning av Hasslebäckens vattenkvalité och vilka förutsättningar till lyckad reproduktion och uppväxt för vandrande öring som finns. För att kunna få ett mått på vattenkvalitén har vi genomfört kemiska mätningar som t.ex. näringsämnen och pH. För att komplettera dessa mätningar har vi även räknat med index av bottenfauna. För att ta reda på vilka förutsättningar öringen har till reproduktion inventerades vandringshinder för fisk samt öringbiotoper i Hasslebäcken. En anledning till att just Hasslebäcken valdes är att det saknas data och inventeringsuppgifter om Hasslebäcken medan det finns mycket information om andra vattendrag i länet och även Suseån (Stibe, 2015). Denna information kan sedan användas i naturvårdsarbete för att vidta eventuella åtgärder som i så fall kan förbättra vattenkvalitén i Hasslebäcken och Suseån och i sin tur öka den biologiska mångfalden i och runt vattendraget (Dumont m.fl., 2012). Informationen kan även användas till att förbättra rekryteringen av vandrande öring. Vi planerar även att jämföra Hasslebäckens värden gällande vattenkvalité med andra åar med liknande struktur och fysiska egenskaper.

2 Material och metoder

2.1 Lokaler

Eftersom inga tidigare dokumenterade undersökningar av ån gjorts, valde vi själva provpunkterna i denna studie. Datainsamlingen skedde på 11 valda platser utmed hela ån för att få ett så representativ resultat som möjligt. Lokalerna sträcker sig över hela åsträckan från lokal 1 några hundra meter från utloppet från Hasslesjön till lokal 11 som är lagd i anslutning till mynningen i Suseån. På varje provtagningsplats utfördes mätningarna: temperatur, konduktivitet, pH samt bottenfaunainventering. Vatten till mätning av totalfosfor, totalkväve, nitrat och fosfat hämtades. Det utfördes även mätningar av suspenderat material och flöde men endast på lokal 3, 5 och en vid en vägbro i anslutning till lokal 10 och 11. Vid lokalerna 10, 9, 8, 6 och 5 är vattenproverna tagna i anslutande biflöden. Vi valde att ta dessa mätningar i biflödena för att se hur mycket varje biflöde och område i avrinningsarealen tillförde till bäcken (Naomi m.fl., 2013). Vi utförde alla provtagningar under tre olika datum (3/5, 9/5, 16/5- 2016) för att få ett mer statistiskt säkrare resultat. Koordinaterna till alla lokalerna är från koordinatsystemet SWEREF99 TM (nord, öst). Figur 1 föreställer en karta över samtliga mätpunkter.



Figur 1. Karta över lokalerna i Hasslebäcken. Sträckan mellan lokal 1 och 11 mäter ca 12 km. Bäcken rinner nordväst om Halmstad. Nordväst om kartan ligger Falkenberg.

2.2 Beskrivning av lokalerna

Lokal 1, 6298615, 373159

Figur 2. Lokal 1.

Vid den här lokalen är mätningarna är gjorda i huvudfåran. Lokalen längst upp i vattendraget. Här är bäcken som minst och bredden är mellan 0,5 till 0,7 m och djupet ca 0,25 m. Bottnen består av grus och sand med inslag av organiskt material. Kantzonen intill ena sidan av ån är befintlig då skog med blandade träd växter där men andra sidan är skyddszonen obefintlig då en hage för hästar går ända in till kanten av ån. Det gör att beskuggning endast sker från ena sidan av bäckfåran. Det växer inga vattenväxter i ån. Figur 2 är ett foto över lokalen.

Lokal 2, 6296038, 372439

Figur 3. Lokal 2.

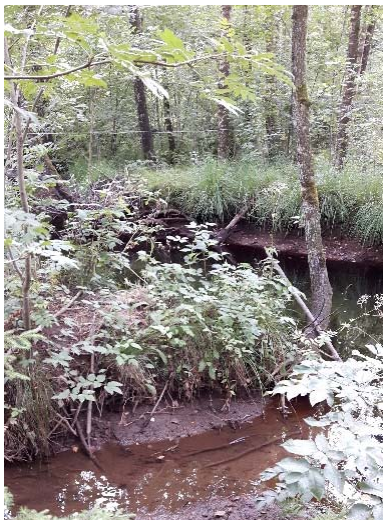
Vid den här lokalen är mätningarna är gjorda i huvudfåran. Den här lokalen ligger inne i produktionsskog av gran och uppströms lokalen ligger en myrmark. Det har skett en avverkning av skog nyligen så ett hygge finns i anslutning till bäcken. Bäckens bredd är mellan 1,5 till 2,0 m och djupet är ca 0,5 m. Bottnen här består av större stenblock och fint organiskt material. Det växer vegetation i bäcken (där inte beskuggningen är total). Eftersom ån ligger i skogsmark är skyddszonen befintlig och beskuggning finns. Vid lokalen finns en bro där en mindre skogsväg går. Figur 3 är ett foto över lokalen.

Lokal 3, 6294027, 371576

Figur 4. Lokal 3.

Vid den här lokalen är mätningarna gjorda i huvudfåran. Även vid den här lokalen går en mindre skogsväg över bäcken via en bro. Uppströms bäcken finns ett område av sankmark där bäcken delar upp sig i flera mindre fåror för att sedan gå ihop till en fåra igen, som rinner genom ett myrområde. Skogen i anslutning till bäcken är produktionsskog av gran med inslag av tallskog samt ett antal hyggen. Bäckens bredd och djup är 1,5 till 2,0 m respektive 0,4 till 0,5 m. Bottnen består av större stenar och klippblock och vegetation växer i delar bäckfåran. Kantzoner finns då bäcken rinner genom skog. Figur 4 är ett foto över lokalen.

Lokal 4, 6292655, 370784



Figur 5. Lokal 4.

Vid den här lokalen är mätningarna gjorda i ett biflödes mynning till Hasslebäcken. Miljön i anslutning till lokalen är fuktig alskog med närliggande betesmark och hustomter. En närliggande utfodringsstation för vilt finns vid lokalen. Bottnen består av sand och finare grus. Djupet och bredden är ca 0,25 m respektive ca 1,0 m och det växer vegetation i bäckfåran. Figur 5 är ett foto över lokalen.

Lokal 5, 6292098, 370216

Figur 6. Lokal 5.

Lokal 5 ligger i nära anslutning till Holms golfbana och mätningarna är gjorda i ett litet biflöde till Hasslebäcken. Vattnet i biflödet kommer från flera golfdammar längs golfbanan. Biflödet är ungefär 0.5 m och 0,1 m djup. Bottnen utgörs av sand, halvt nedbrutet organiskt material och ingen vegetation växer här. Kantzonerna på varje sida är minst 10 meter innan golfbanan eller vägar börjar och består av buskar, träd samt större annueller. Figur 6 är ett foto över lokalen.

Lokal 6, 6291617, 369641

Figur 7. Lokal 6.

Den här provtagningsplatsen ligger i utkanten av Holms golfklubbs golfbanor. Landskapet runt omkring består av jordbruksmark och golfbanor. Mätningarna är gjorda i ett biflöde där det mynnar ut i Hasslebäcken. På provtagningsplatsen är biflödet cirka 1 meter bred och 0,20 meter djup. Bottnen består till största del av sand och det växer ingen vegetation. Det är sluttningar ner till bäckfåran som bildats genom erosion och kantzonerna domineras av jätteloka (*Heracleum mantegazzianum)* och olika arter av vass. Kantzonerna är cirka 7 meter breda. Figur 7 är ett foto över lokalen.

Lokal 7, 6292014, 369009

Figur 8. Lokal 7.

Mätningen är på denna lokal gjord i huvudfåran. Lokal 7 är belagd på en uträttad sträcka av Hasslebäcken. Bäckens djup varierar mellan 1,0 till 1,5 meter och bredden är cirka 3,0 meter. Bottnen utgörs till största delen av lera och mindre partiklar. Det växer ingen vegetation i bäckfåran. Skyddszonerna som på båda sidorna är mellan 5 till 7 meter är kraftigt berikade av jätteloka men längs bäckkanten finns en del inslag av bladvass. Figur 8 är ett foto av lokalen.

Lokal 8, 6292237, 368802

Figur 9. Lokal 8.

Vid lokal 8 rinner ett kulverterat biflöde ut i bäcken där de fysiokemiska proverna är tagna. Bäckfåran är cirka 2,0 m och djupet varierar mellan 0,3 och 0,6 m. Bottnen utgörs till största del av sand med inslag av större stenar. Det växer vegetation i bäcken. Kantzonerna är sluttande ned till bäckfåran och är cirka 3 meter breda. Zonerna är klippta och består främst av ettåriga växter med enstaka inslag av jätteloka. Miljön runt om bäcken domineras av jordbruksmark. Figur 8 är ett foto av lokalen.

Lokal 9, 6292401, 368547

Figur 10. Lokal 9.

Vid lokal 9 är provtagningen gjord i anslutning till ett biflöde som rinner ut vid lokalen. Bäcken är 2,0 meter bred och djupet är cirka 0,8 meter. Bottnen består av sand och lera. Större delen av botten är täckt med vegetation. Skyddszonerna är mindre än 5 meter och domineras av jätteloka närmast bäckkanten och i bäcken växer olika typer av vass. Figur 10 är ett foto över lokalen.

Lokal 10, 6293026, 367958

Figur 11. Lokal 10.

Lokal 10 är belagd där den gamla bäckfåran rinner ihop med den nya uträtade fåran i en kulvert under en järnväg. Bäckens djup är cirka 1,0 meter och bredden är ca 3,0 meter. Botten utgörs av sand med rikligt inslag av vattenlevande växter. Skyddszonen är ungefär 5 meter och dessa domineras av jätteloka och mindre träd och buskar. Den kringliggande miljön är främst jordbruksmark. Figur 11 är ett foto över lokalen.

Lokal 11, 6294015, 367917

Figur 12. Lokal 11.

Lokal 11 är belägen cirka 50 meter från mynningen till Suseån och här är bäcken mellan 3 och 4 meter bredd och cirka 0,4 m djup. Mätningarna är tagna i huvudfåran. Bottensubstratet består av sand, finare lera och visst organiskt material. Bäcken kantas här av skyddszoner och bortom dem finns jordbruksmarker. Kantzonerna är cirka 7 meter bred och utgörs av träd, buskar och längs den västra sidan växer det rikligt med jätteloka. Erosion av skyddszonen längs bäcken har gjort att vattnet inte fyller upp hela bäckfåran.

2.3 Inventering av bottenfauna

Inventering utfördes med hjälp av håvning och/eller sparkprov beroende på bottensubstrat (Petrin m.fl. 2007). När man genomför ett prov genom håvning dras håven över bottnen, genom vegetation där man kan tänka sig att makroevertebrater uppehåller sig. För att ta ett prov gjordes detta tre gånger över samma yta så att man säkerställer att de flesta djuren lossnar från substratet. För att genomföra ett sparkprov placerar man håven lodrätt mot bottnen och sedan sparkar man och rör om med foten en bit ovanför håven vid botten så att djuren lossnar och driver in i håven. Detta gjordes i 1 minut över en sträcka på 1 meter. Den

här metoden kräver högre vattenhastighet för att säkerställa att djuren inte hinner undvika håven. Den här metoden lämpar sig därför bäst över grunda snabba strömmar med stenigt bottensubstrat (Naturvårdsverket, 2010). Antalet prov på varje lokal varierade och berodde på hur många individer som varje prov gav. Detta för att få ett jämförbart resultat mellan lokalerna. De infångade djuren lades sedan i högt koncentrerad spritlösning, cirka 70% etanol, för att sedan tas med till Högskolan i Halmstads laboratorium för att artbestämmas. Djuren artbestämdes så lång som möjligt men minst till taxonominivån familj. Artbestämningen skedde med hjälp av stereolupp (Nilsson, 2005). Efter att man identifierat djuren användes två index, ASPT-index och Shannon's Diversity Index.

2.4 Kväveanalyser

De två kvävevärden som mättes var totalkväve (totN) samt nitrat. TotN är ett mått på allt kväve som finns i vattnet oavsett i vilken from det har. Nitrat (NO_3^-) är en oorganisk kväveform och den formen som kväve oftast förekommer i, alltså ger värdet på nitratkoncentrationen ett mått på hur eutrofierat ett vatten är (Faafeng & Roseth, 1993). 300ml vatten samlades in från varje lokal för analys. Därefter användes en pipett för att mixa 8 ml åvatten med 1,6 ml uppslutningsvätska i ett provrör. För analysen av totN måste man genomföra en oxidation av kväveföreningar och det görs genom att placera provrören i en autoklav i 30 min i 120°. Provrören placerades sedan i instrumentet FIAstar 5000® för analys av vattnet. Både nitrat och totN mättes i mg/l.

2.5 Fosforanalyser

De två fosforvärden som mättes var totalfosfor (totP) och fosfat. Det som menas med totP är både löst fosfor (både oorganiskt och organiskt) och partikulärt bunden oorganiskt- och organiskt fosfor. Fosfat (PO_4^{3-}) används av primärproducenter som fosforkälla (Gyaneshwar m.fl., 2003). TotP och fosfat mäts i µg/l. För analys av totP och fosfat används 8 ml vatten i ett provrör, därefter tillsätts 1,6 ml uppslutningsvätska och 0,1 ml 4 M svavelsyra. Vid analyseringen av totP placerades proverna i en autoklav i 30 min i 120° C för oxidation av fosforföreningar. Analyseringen av både totalfosfor och fosfat skedde sedan i instrumentet FIAstar 5000. För att få ett mått på fosforhalterna krävs att man räknar fram ett EK-värde

(ekologisk kvot) vilket erhålls genom att dividera ett referensvärde som i Hasslebäckens fall är uträknat till 15 µg/l (VISS 2016) med de uppmätta värdena i ens totalfosfor prov.

2.6 Flöde

För att utföra mätning av vattnets flöde i ett vattendrag används ett föremål som får flyta en uppmätt sträcka längs vattendraget enligt Naturvårdsverket, 2008. Detta gjordes vid en bro där bäcken rann igenom en kulvert vid lokal 5 och 10/11. Anledningen till det är för att bottenstrukturen blir jämnare och vid mätning av djup, längd och bredd så får man ett mer exakt värde vilket leder till ett resultat som stämmer bättre med verkligheten. Finns ingen sådant tillgängligt används en så rak och jämn sträcka som möjligt med avseende på djup, bredd och bottenstruktur som i fallet vid lokal 3.

2.7 Suspenderat material

Vid mätningen av suspenderat material filtrerades 500 ml vatten genom ett tunt filter. Filtret lades i ugn på cirka 100 grader Celsius i 30 minuter och vägdes innan vatten filtrerades med hjälp av tryck genom filtret. Sedan fick filtret torka i ugn igen för att sedan vägas en gång till. Mellanskillnaden är resultatet och mättes i mg/l.

2.8 Temperatur, pH och konduktivitet

För mätning av temperatur, pH och konduktivitet användes instrumentet HANNA HI 98188. Eftersom instrumentet är portabelt genomfördes alla mätningar i fält. Vid varje provdagstillfälle kontrollerades det att instrumentet var kalibrerat genom att använda en vätska med ett exakt pH.

2.9 Undersökning av öringbiotoper

I den här rapporten genomfördes ett antal undersökningar av parametrar som kan relateras till fiskens, främst öringens (*Salmo trutta*) reproduktions- och vandringsmöjligheter i Hasslebäcken. En fullständig inventering av vandringshinder har gjorts längs hela bäcken. En uppföljning på redan utmärkta vandringshinder har också genomförts (VISS, 2016). Det har även genomförts en inventering av öringbiotoper på en sträcka av 2,6 km med avseende på

bedömningskriterierna lekområde, uppväxtområde och ståndplatser. Med lekområde menas hur väl sträckan är anpassad för lekande öring med avseende på vattenhastighet och bottensubstrat. Uppväxtområde betyder att sträckan ska vara anpassad för nykläckt öring att växa upp med avseende på föda och skyddsmöjligheter. Att en stäcka har bra ståndplatser betyder att det finns gott om ställen för fisken att uppehålla sig och skydda sig mot strömmen och predatorer (t.ex. mink och fågel). Tillräckligt djupt är också en viktig faktor. Som underlag för dessa två undersökningar ligger Jönköpings läns rapport av Halldén m.fl. (2002) där protokoll A12 ”öringbiotoper” samt protokoll D ”vandringshinder” använts. Sträckan som inventerades för öringbiotoper var mellan lokal 3 och lokal 5. Sträckan delades upp i 38 delsträckor där varje delsträcka blev bedömd enligt de 3 kriterierna lekområde, uppväxtområde och ståndplatser. Varje kriterier blev sedan tilldelad en klass från 0 till 4 beroende på lämpligheten. Längden på varje delsträcka varierade och berodde på vattendragets likhet och variation.

3 Resultat

3.1 Bottenfauna

Gällande ASPT-värden i tabellen nedan så är de dividerade med ett regionspecifikt värde (5,85). Alla lokaler förutom lokal 5 hamnar inom hög status gällande ASPT-index. Lokal 5 hamnar inom god status. Gällande värden för Shannon's Diversity Index så hamnar lokal 1, 3, 4, 5, 7, 8 och 11 inom låg status. Lokal 2, 6, 9 samt 10 inom väldigt låg status. Värdena för de uträknade ASPT-index och Shannon's diversity index kan utläsas i tabell 4. Den artrikaste och artfattigaste lokalen var lokal 5 (17 arter) respektive lokal 10 (5 arter). Summan av samtliga lokalers individer är 1600. Antalet individer funna vid varje specifik lokal utläses i tabell 4.

Tabell 4. I tabellen utläses värden för ASPT-index, Shannon's Diversity index samt antalet individer för varje lokal.

Lokal	ASPT värde	Shannon värde	Antalet individer
1	1,33	1,56	149
2	1,15	0,62	413
3	1,20	1,54	85
4	1,13	2,10	60
5	1,13	1,76	130
6	0,96	1,38	162
7	1,18	1,66	129
8	1,28	1,49	127
9	1,21	1,29	200
10	0,94	0,58	77
11	0,99	1,71	68

3.2 Totalkväve och nitrat

Den totala mängden kväve ökar markant när Hasslebäcken rinner ut från skogs- och myrmark och in i jordbrukslandskapet. Från och med lokal 6 ligger alla värden över 1 mg/l upp till 6,82 mg/l som är det högsta uppmätta värdet (lokal 10). Det lägsta uppmätta värdet är 0,277 mg/l (lokal 3). I Figur 15 kan man utläsa medelvärde, maxvärde samt minimivärde för varje lokal. Medelvärdet och medianvärdet för alla provtagningar är 2,057 mg/l

respektive 1,550 mg/l. Medelvärdet på alla provtagningar av nitrat är 1,779 mg/l och medianvärdet är 1,368 mg/l. I Figur 16 kan man utläsa nitratmedelvärde för de olika lokalerna samt max- och minimivärde. Nitratvärdena är betydligt högre från lokal 6 till lokal 11 då alla värden ligger över 1,3 mg/l. Det högsta värdet som uppmättes var 6,495 (lokal 10) och det lägsta värdet var 0,09 (lokal 2). Vid lokal 10 konstaterades höga densiteter av trådalger på bottensubstratet vilket troligtvis beror på att skyddszonerna blivit röjda på vegetation p.g.a. röjning av en ledningsgata vilket kraftigt ökat ljusinsläppet. En bidragande faktor är också att de största näringsvärdena uppmättes här vilket gynnar tillväxten hos algerna.

3.3 Totalfosfor och fosfat

Medelvärdet för totalfosfor 15,181 µg/l. I Figur 17 kan man utläsa samtliga lokalers medelvärde, max- och minimivärde för totalkväve. Lokal 3 har inga värden då alla provtagningar där blev 0. Medelvärde och medianvärde för fosfat för samtliga provtagningar för är 9,57 respektive 11,47 µg/l. I Figur 18 visas medelvärde, max- och minimivärde för alla lokaler. Lokal 5 hamnar inom kategorin ”otillfredsställande”, lokal 11 inom kategorin ”måttlig” och resterande lokaler inom kategorin ”hög”.

3.4 Flöde och temperatur

I tabellen nedan kan man utläsa medeltemperaturen för samtliga lokaler. Medelvärdet för flöde lokal 3, 5 och 10/11 är 0,11, 0,23 samt 0,37 m^3/s.

Tabell 6. Medelvärde för flöde och temperatur över samtliga lokaler

Lokal	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**
Temp	12,2	11,0	13,3	11,9	15,1	12,2	12,6	11,2	11,1	12,6	11,4

3.5 Suspenderat material

Resultaten från mätningen av suspenderat material visar att mest suspenderat material finner man vid lokal 10/11. Vid lokal 5 uppmättes det högsta värdet, 0,004 g/l. Vid två provtillfällen vid lokal 3 blev två av provernas värden 0 då det understeg 0,0001 g/l. I tabell 1 visas alla uppmäta värden på samtliga lokaler. Medelvärdet ligger på 0,002 g/l för samtliga lokaler.

Tabell 1. Suspenderat material värden

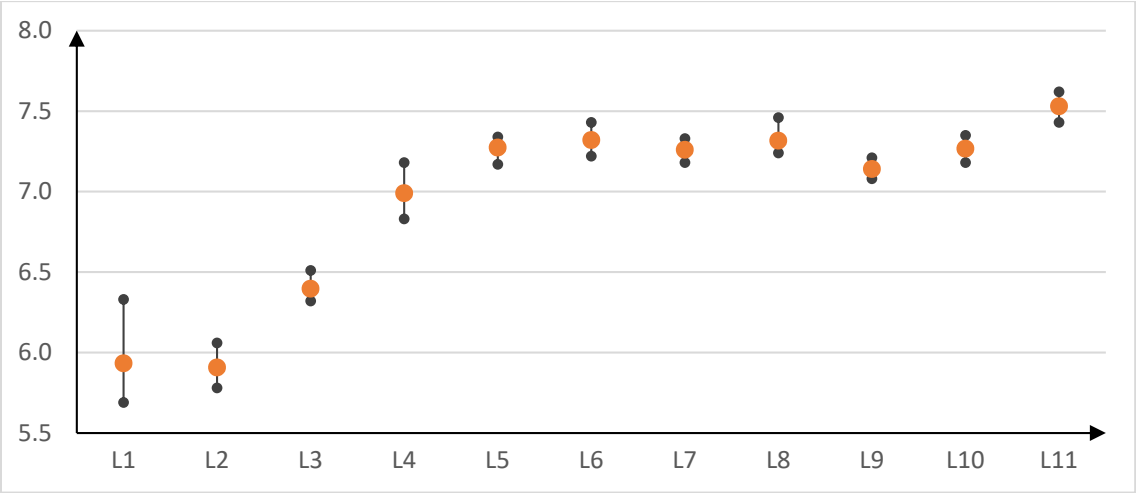
Lokal	03-maj	09-maj	16-maj
3	0	0	0,004
5	0,001	0,001	0,004
10/11	0,003	0,001	0,001

3.6 pH

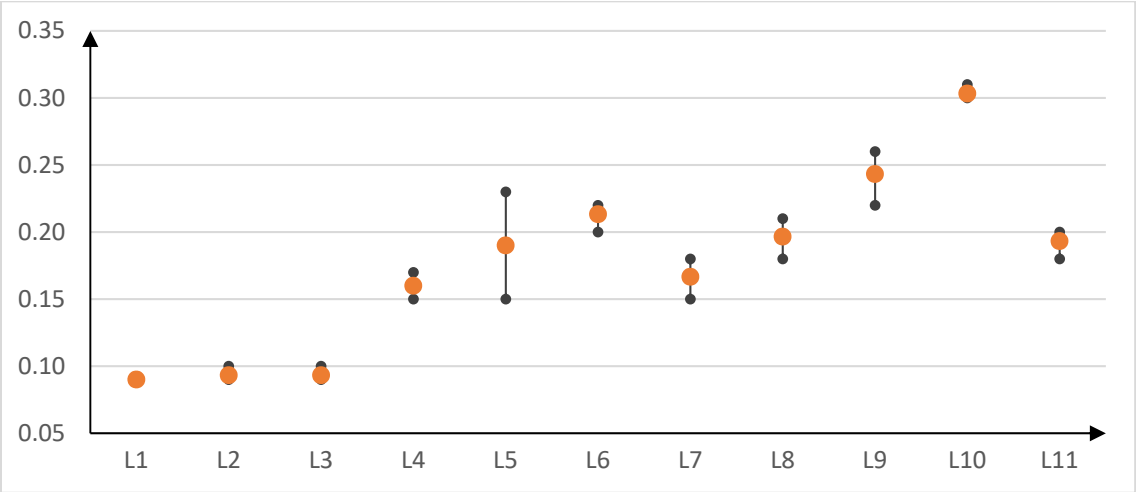
Hasslebäckens pH-värden följer en gradient från lågt värde längst upp i systemet till ökande värde ju närmare mynningen till Suseån man kommer. Medelvärdet från alla mätningar ligger på 6,94 medan medianvärdet visar 7,18. För proven tagna den 16/5 är alla världen förskjutna högre upp på pH-skalan. Det lägsta värdet som uppmättes var 5,69 (lokal 1) och det högsta värdet uppgick till 7,62 (lokal 11). Figur 13 visar medelvärde, minimivärde samt maxvärde för pH vid de olika provtillfällena. I diskussionen under punkt 4.4 kan det utläsas vilka pH-värden som anses skadliga för fisk mm.

3.7 Konduktivitet

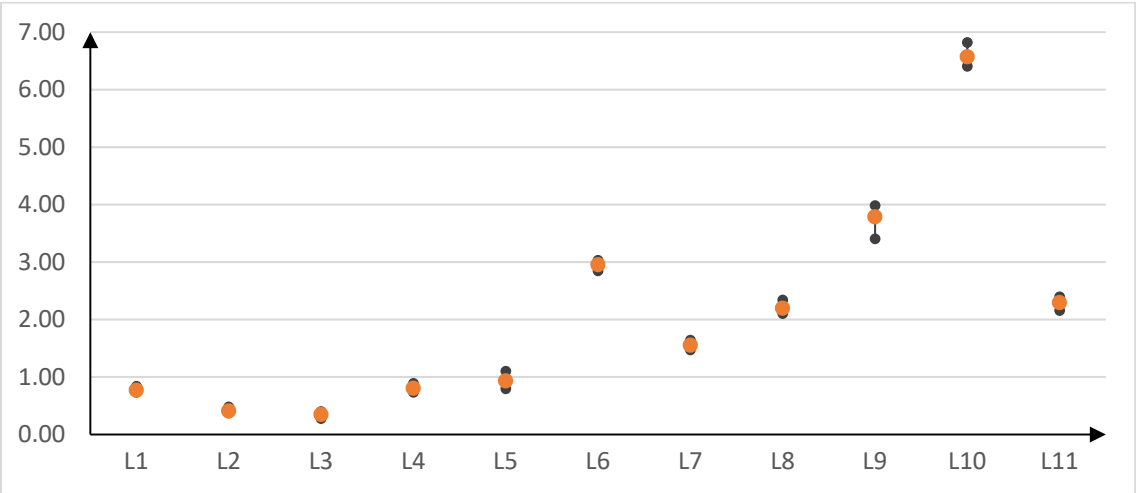
Värden för konduktivitet är låga på lokalerna längst upp i Hasslebäcken för att sedan öka något när bäcken rinner ut i jordbrukslandskapet. Det lägsta värdet uppmättes på lokalerna 1, 2 samt 3 (0,09 mS/m). Det högsta värdet uppmättes på lokal 10 (0,31 mS/m). Det totala medelvärdet för alla provtagningar är 0,18 mS/m och medianvärdet för alla provtagningar är 0,18 mS/m. I Figur 14 kan man utläsa lokalspecifika maxvärden, minimivärden och medelvärden för varje lokal.



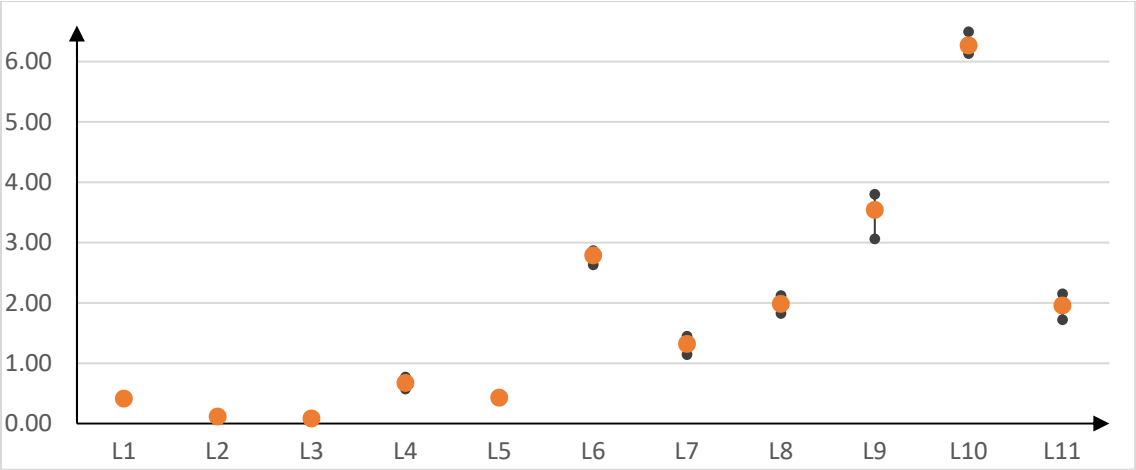
Figur 13. Diagrammet visar medel-pH vid de olika lokalerna. Max- och minimivärdena är indikerade.



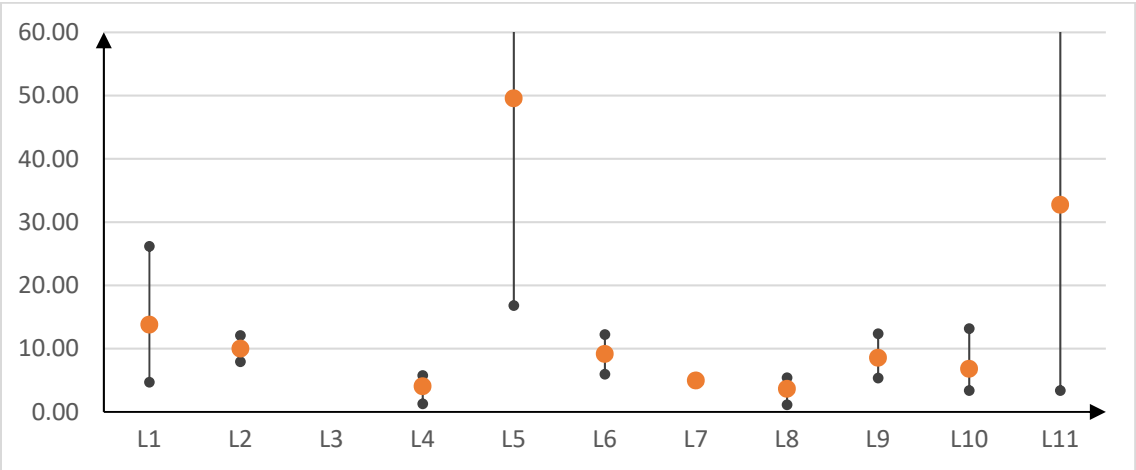
Figur 14. Diagrammet visar medel-konduktivitet vid de olika lokalerna. Max- och minimivärdena är indikerade.



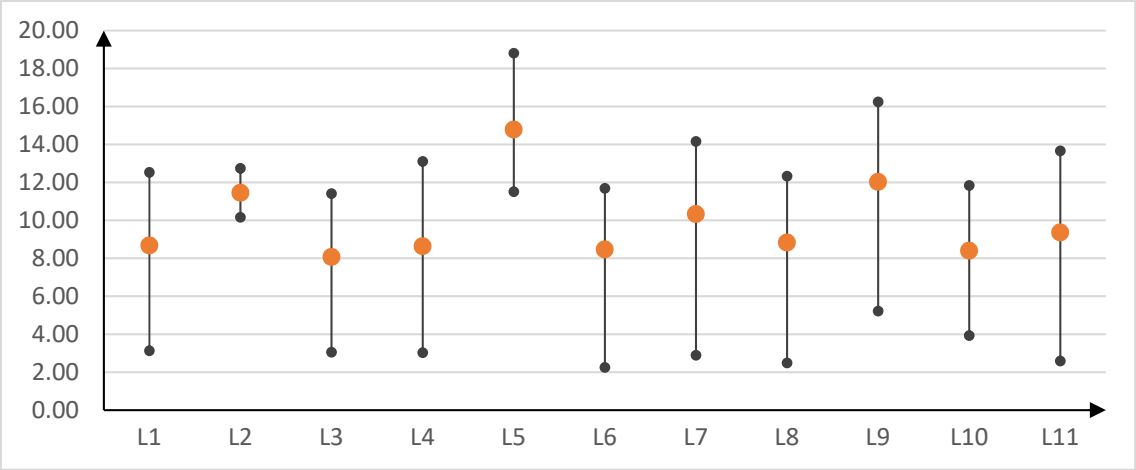
Figur 15. Diagrammet visar medel-totN vid de olika lokalerna. Max- och minimivärdena är indikerade.



Figur 16. Diagrammet visar medel-nitrat vid de olika lokalerna. Max- och minimivärdena är indikerade.



Figur 17. Diagrammet visar medel-totP vid de olika lokalerna. Max- och minimivärdena är indikerade. För lokal 5 och 11 ligger maxvärdena (101,8 och 84,1 µg/l) utanför diagrammets gränser.



Figur 18. Diagrammet visar medel-fosfat vid de olika lokalerna. Max- och minimivärdena är indikerade.

3.8 Öringbiotoper

3.8.1 Vandringshinder

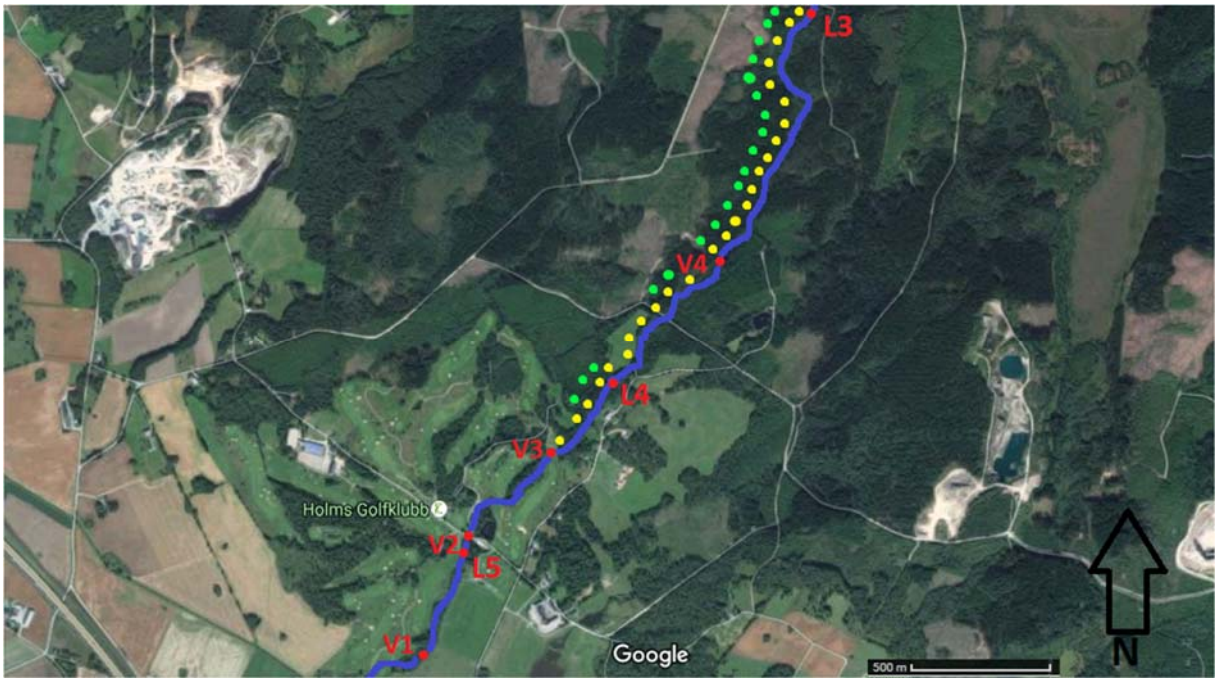
I Hasslebäcken konstaterades 4 vandringshinder för fisk. Två av dessa hinder, 2 och 4 var redan konstaterade hos VISS. Samtliga hinder låg mellan lokal 3 och lokal 6. En karta över de utmärkta vandringshindren visas i **Error! Reference source not found.**. Vandringshinder 1, 2 och 4 är alla utrivningar av äldre dammbyggnationer där resterna efter rivningen inte möjliggör vandring under hela året för vattenlevande organismer. Hinder nummer 3 är en stenkonstruktion som placerats över bäcken för att skapa ett fall på vattnet. Hinder nummer 1, 2 och 3 ligger samtliga på sträckan där bäcken rinner igenom Holms golfklubbs ägor. Inget av hindren är kulturminnesmärkt eller har något omlöp, alltså något konstgjord eller grävd fåra förbi hindret. Graden av vandringshinder har tre bedömningskriterier: definitivt, partiellt och passerbart. Med definitivt menas att inte någon fiskart kan passera under några förhållanden, partiellt betyder att fisk (främst öring och lax) kan passera under gynnsamma förhållanden och ett passerbart hinder kan oftast passeras av lax och öring men andra arter kan få problem t.ex. mört eller nejonöga. Vandringshinder 1 och 2 bedömdes vara partiella, 3 bedömdes vara passerbart och hinder nummer 4 bedömdes vara definitivt. Fallhöjden på hinder 1 och 2 var 2 meter, på hinder 3 var den 0,3 meter och på hinder 4 var den 4 meter.

3.8.2 Klassificering av öringbiotoper

Sträckan som inventerades uppvisar en generellt påverkad karaktär med varierad vattenhastighet och bottenstruktur. Den mest frekventa klassificeringen av lekområde var klass 0, för uppväxtområde var det klass 2 och för ståndplatser var det klass 1. Varken lekområde eller ståndplatser bedömdes ha några sträckor av klass 3, uppväxtområde uppvisade 3 sträckor av klass 3. Vid inventeringen gjordes även flera visuella observationer av stationär öring (*Salmo trutta*) i bäcken både i form av skrämd och födosökande fisk av varierande storlek. I tabell 3 nedan utläses hur många noteringar av varje grad bedömningarna lekområde, uppväxtområde och ståndplatser fick när hela sträckan utvärderades. I figur 20 visas hur lekområde, uppväxtområde samt ståndplatser är fördelade på sträckan som undersöktes.

Tabell 3. I tabellen kan man utläsa hur många noteringar av varje grad de olika bedömningskategorierna lekområde, uppväxtområde och ståndplatser fick.

	Klass 0	Klass 1	Klass 2	Klass 3
Lekområde	16	13	8	0
Uppväxtområde	9	7	18	3
Ståndplatser	0	31	7	0



Figur 20. På kartan presenteras utmärkta vandringshinder V1-V4. Den prickade gröna linjen representerar potentiella lekområden och uppväxtområde och den prickade gula linjen representerar en sträcka av ån där ståndplatser förekommer frekvent. Lokalerna 3,4 och 5 är utsatta.

4 Diskussion

4.1 Index-värden

Enligt ASPT-värdet erhåller tio utav Hasslebäckens elva lokaler ”hög status” och en lokal god status. Då ASPT-index ger ett värde på vattnets ekologiska status med hjälp av makroevertebrater medan Shannons diversitetsindex ger ett värde på biodiversiteten, kan dessa två index endast jämföras till viss del då Shannon kan visa på hög biodiversitet även om vattnet är starkt påverkat och man hittar få individer av varje art. I vår undersökning visar Shannons diversitetsindex att ingen lokal uppnår medel eller högre klassning. Detta på grund av att vid flertalet lokaler dominerade en eller ett par arter, något som ger ett lägre index. Då Shannons diversitetsindex inte tar hänsyn till arters känslighet och deras krav på miljö måste man studera dessa dominerande arters ekologi för att vidare kunna härleda detta till ett mått på vattenkvalitet. Då vi i vår undersökning ej gått ner på artnivå är denna fördjupning ej möjlig.

4.2 Kväve

Enligt Naturvårdsverket (1999) hamnar lokal 2 och 3 inom kategorin ”måttligt höga halter”, lokal 1, 4 och 5 inom kategorin ”höga halter”, lokal 6, 7, 8, 9 och 11 inom kategorin ”mycket höga halter” och lokal 9 är den enda som hamnar inom kategorin ”extremt höga halter”. Detta kan ge ett totalt intryck att bäcken är kraftigt näringspåverkad men man måste också ta i beaktning att en ungefärlig påverkan som Hasslebäcken har på resten av Suseån går att utläsa från lokal 11 då denna lokal ligger precis där Hasslebäcken möter Suseån och på den lokalen hamnar värdet inom klassificeringen ”höga halter”. De lokaler som påvisar ”extremt höga halter” och ”mycket höga halter” med tillhörande avrinningsområde är områden där åtgärder för att minska näringsläckaget bör prioriteras. Exempel på sådana åtgärder tas upp i 4.4. De lokaler där högst värden för totalkväve uppmättes är de lokaler som är biflöden till Hasslebäcken. Genom att ta prover i biflöden, får man en god uppfattning om hur mycket näring som varje biflöde och därmed varje del av avrinningsområdet tillför Hasslebäcken. De tre lokaler som i denna undersökning visat på högst andel totalkväve är lokal 6, 9 och 10 vilka alla tre är biflöden. Att ha den kunskapen betyder att det är lättare att veta var kvävefixerande åtgärder bör sättas in i landskapet. Enligt en studie i Lettland (Jansons m.fl. 2003) sker de största utsläppen av kväve till vattendrag under månaderna oktober till april

och framförallt under de höga flödena efter snösmältningen eller vid andra kraftiga flöden. Även Deelstra m.fl (2009) menar att en ansenlig mängd näringsämnen läcker ut i vattendrag under den period då marken är frusen. Enligt dessa artiklar behövs därför fler undersökningar som genomförs under andra delar av året eller under en längre tidsperiod för att få fram en övergripande bild över hur näringsläckaget ser ut.

4.3 Fosfor

Hasslebäcken har totalt sett ett måttligt utsläpp av fosfor till Suseån och vidare ut i havet. Vid uträkning av EK-värde av det totala medelvärdet av totalfosfor ger det ett värde som hamnar inom kategorin ”hög status”. Värt att nämna är att både lokal 5 och 11 har medelvärden som härstammar från tre väldigt spridda mätvärden vilket betyder att bäcken har stor variation inom fosforhalter eller att något av mätvärdena inte är tillförlitligt. Lokal 5 är även den lokal där proverna är tagna i nära anslutning till en golfbana och det för att se om det sker tillfälliga eller kontinuerliga punktutsläpp genom t.ex. gödsling av gräsmattor. Detta stödjs genom att jämföra fosfatvärdena med totalfosforvärdena då en förhöjning ses i lokal 5 även vid fosfatvärdena.

4.4 Åtgärder för näringsläckage

Dagens jordbruksmarker och åkrar blir allt större och variationen i dessa blir mindre vilket leder till mer näringsläckage till diken och vattendrag. Jordbruket är en stor bidragande faktor En annan orsak till ökade näringsutsläpp är att stora delar av avrinningsområdena till vattendrag i jordbruksmarker ligger bara utan någon växtlighet vissa delar av året (Krug, 1993). En åtgärd för att motverka problematiken med barmark är att använda sig av fånggrödor (Valkama m.fl. 2015). Fånggrödor är en bra metod för att minska kväveläckaget från jordbruksmarker och har även positiv effekt på klimatpåverkan genom inlagring av kol (Willumsen & Thorup-Kristensen 2001). Fånggrödan sås på hösten efter skörden av den huvudsakliga grödan och förhindrar näringsläckage under vinterhalvåret (Valmaka m.fl. 2015). De tre största grupperna av fånggrödor är gräs (*Poaceae*), korsblommiga växter (*Brassicaceae*) och baljväxter (*Fabaceae*) (Jordbruksverket, 2012).

Andra åtgärder för att minska näringsläckage kan vara att skapa dammar i anslutning till åkermark och vattendrag eller diken för att förhindra näringsläckage till vattnet. Dessa dammar eller våtmarker tillför en mängd positiva effekter utöver minskat näringsläckage till vattendrag. För att stoppa kvävet som samlas i våtmarken genomgår nitratet denitrifikation

där nitratet övergår till kvävgas som hamnar i atmosfären. Kväve tas även upp genom växters assimilation samt sedimentation. För att hindra fosfor att läcka ut i vattendrag planteras vattenväxter samt att våtmarken kontinuerligt töms på sediment. Det är också viktigt att skörda vattenväxterna så att inte dammen växer igen och förlorar sin funktion (Hidås, u.å.). Ett annat sätt att hindra näringsläckage är att inte gräva diken ända fram till ett vattendrag utan att spara en markremsa som stoppar näringsämnen. En viktig åtgärd för att minska näringsutsläpp är att skapa/utöka skyddszonerna längs bäcken. Skyddszoner eller kantzoner är den sista remsan mellan vattendraget och jordbruksmarken eller skogsplanteringen. Dessa zoner ska vara bevuxna med buskar, träd eller annan vegetation och förhindrar framförallt näringsämnen att komma ut i vattendragen. De har även andra positiva effekter som ta upp i 5.5.1. Med tillräckligt bredda skyddszoner (30-50 meter) och mycket vegetation kan det stoppa näringsläckage med mellan 50-90 % då vegetationen kan ta upp mycket av näringsämnena (Degerman m.fl. 1998, A. Krug, 1993).

4.5 Flöde

Inga nederbörder noterades under den period fältundersökningen genomfördes i området vilket bör ge ett stabilt resultat. Så är fallet bortsett från ett mätvärde. Vid flödesmätningslokal 2 noterades ett nästan dubbels så högt flöde vid första mättillfället jämfört med de två nästkommande mättillfällena. Detta mönster syns inte varken vid lokalen uppströms eller nedströms. Att detta avvikande värde skulle bero på nederbörd innan första mättillfället är ej troligt då detta i så fall skulle speglas även på de andra två lokalerna eller åtminstone lokalen nedströms beroende på nederbördsområdet. Att 0,33 m^3/s skulle vara normalflödet och att istället de två nästkommande mättillfällena skulle vara onormalt låga på grund av exempelvis ett vattenuttag av någon markägare är inte heller särskilt troligt då detta mönster i så fall även skulle synas vid lokalen nedströms.

4.6 Övriga mätvärden

Analysen av suspenderat material gav ett resultat som visar att det finns väldigt lite partiklar i vattnet. Enligt SMED, 2012 ligger medelvärdet på suspenderat material på små avrinningsområden på cirka 20 mg/l medan medelvärdet i Hasslebäcken är 2 mg/l alltså tio gånger lägre. Man skulle också kunnat anta att värdena skulle vara högre på lokal 1 då den är placerad i skogsmark och vattnet har en brunare färg vilket beror på de humuspartiklar som släpps ut från marken. Skadliga kemiska ämnen binder ofta till dessa humuspartiklar och på

så vis ökar transporten ut i vattendragen av näringsämnen, kvicksilver och andra ämnen (Henningsson & Nordin, 2010, Keesstra m.fl. 2012).
Konduktiviteten i Hasslebäcken stiger med ökade halter av näringsämnen. Det beror på att mycket av näringsämnena är i form av joner och dessa leder till ökad konduktivitet (Bydén m.fl., 2003).

4.7 pH

pH-värdena varierar från 5,69 till 7,62 och detta beror troligtvis på att bäcken har sin start uppe i surare miljöer för att sedan spädas ut när den rinner ut i jordbrukslandskapet. I skogen runt om de övre delarna av Hasslebäcken pågår det modernt skogsbruk med stora odlingar av produktionsskog och det förklarar troligtvis surare pH-värden för lokal 1,2 och 3 (HAV, 2014). pH-värden under 6,0 kan orsaka skada på försurningskänsliga arter som flodkräftor, flodpärlmussla och lax men (HaV, 2010, Degerman m.fl. 1998).
Sammanfattningsvis kan man anta att pH-värdena kunnat vara högre om det funnits en kalkstation i bäckens övre delar men att det finns andra vattendrag där lågt pH är ett mycket större problem.

4.8 Öringbiotoper och vandringshinder

4.8.1 Öringbiotoper och bäckens variation

Anledningen till att en begränsad sträcka undersöktes var att det var den sträckan som bedömdes innehålla lämpliga miljöer för reproduktion och livsmiljöer för både stationär och vandrande öring. Nedströms den undersökta sträckan rinner bäcken ut i jordbruksmarker och blir därmed djupare och rakare, får ett jämnare flöde, saknar variation i bäckfåran i form av större stenar och död ved och blir därmed mer homogen. Detta beror på att bäcken genomgått dikning och uträtning. Här saknas även beskuggning vilket leder till att högre vattentemperaturer oftast råder här och områden utan beskuggning påvisar ofta en lägre artdiversitet (Burcher 2007). Vattenmiljöer med hög förekomst av trådalger gynnar ej öring eller andra laxartade fiskar och inte heller de makroevertebrater som är föda åt fisken och därmed finns troligtvis inget bestånd av öring i just dessa delar (Degerman m.fl. 1998). Vid sammanställning av datan som insamlats kan man även konstatera att sträckan som undersöktes har goda miljöer för ståndplatser och uppväxtmiljöer men lämpliga lekområden är till stor del otillgängliga för fisken. Om grus och stenar i lämplig storlek adderats på sträckor som är tillgängliga, alternativt att de existerande vandringshinderna rivs ut eller görs

passerbara förbättras öringens lekmöjligheter. Det senare alternativet medför endast att den antropogena påverkan på bäcken minskar medan alternativet att addera lekgrus ökar det männskliga inflytandet och större ytor projekteras. Andra åtgärder för att öka mängden ståndplatser och uppväxtområde hade varit att tillföra död ved till bäckfåran. Död ved är ett bra sätt att öka den biologiska mångfalden och även motverka erosionsskador på bäckens kanter (Lindhagen, 2009).

4.8.2 Vandringshinder

Fyra vandringshinder konstaterades i bäcken vid inventeringen varav två var kända sedan tidigare. Det innebär att det är högst osannolikt att havsöring lyckas reproducera sig i Hasslebäcken och detta med tanke på att ett av hindren är ett s.k. definitivt hinder och är placerat nedströms stora delar av de lämpliga lekområdena. Åtgärder att riva ut vandringshindren är möjliga men troligtvis kostsamma med tanke på två av hindrens otillgänglighet. Vandringshindren påverkar även andra fiskarter som t.ex. nejonöga och ål. I Sverige finns tre arter av nejonöga och arterna flodnejonöga (*Lampetra fluviatilis*) och havsnejonöga (*Petromyzon marinus)* finns på rödlistan (missgynnad respektive starkt hotad). Eftersom det inte finns några elfiskedata över Hasslebäcken finns ingen information om det överhuvudtaget finns något bestånd av nejonöga i bäcken. Alla tre arterna liksom lekande havsnejonöga har dock påträffats i Suseån vilket är det enda vattendraget i Halland där de påträffats. (Ljunggren, N & Söderman, M, 2009). Detta är ännu en anledning till en utrivning av de befintliga vandringshindren i bäcken då Hasslebäcken är ett biflöde till Suseån och kan husera bestånd av dessa arter.

4.9 Jätteloka (*Heracleum mantegazzianum*)

Jättelokan finns på flera platser i Halland och även längs Hasslebäcken (Länsstyrelsen Halland, 2016). På majoriteten av de sträckor längs Hasslebäcken där jättelokan finns bekämpas den. Bekämpningen sker genom att de huggs ner ett par gånger om året för att motverka att färdigutvecklade frön sprids (Caffrey 2001). Längs Hasslebäcken sker nedhuggningen maskinellt. Även försök att täcka jättelokorna med halm för att kväva dem görs. Att markägarna i området gått samman och kontinuerligt hugger ner jättelokan för att minska risken att den sprider sig ännu mer är naturligtvis positivt då detta är en aggressiv och invasiv art som utan åtgärder riskerar att totalt ta över stora områden och ändra floran (Rzymski m.fl. 2014, Caffrey 2001). Man räknar med att man ska i princip helt kunna bli av

med jättelokan om den bekämpas kontinuerligt under en tioårsperiod. Fröna kan nämligen gro i upp till sju år efter att de hamnat i marken (Hylte kommun, 2010). Bekämpningen av jättelokan sker på bekostnad av uppbyggnaden av en kantzon med buskar och träd, vegetation som hade behövts för att ge skugga åt vattnet. En tät och hög kantzon håller genom sin skuggning nere vattentemperaturen och minskar även bildandet av alger. Löv och grenar som hamnar i vattnet blir till föda åt diverse vattenlevande organismer. Vattendrag där kantzoner med beskuggning finns associeras ofta med en högre mångfald och mer naturliga (Burcher m.fl. 2007). En manuell bekämpning där en grupp människor i skyddskläder hugger ner jättelokorna istället för med hjälp av jordbruksmaskiner skulle kunna ge en mer selektiv bekämpning som gynnar buskar och träd samtidigt som jättelokan motarbetas. Detta skulle kräva betydligt mycket mer tid och arbete än dagens bekämpningsmetod och därför är det inte säkert att uppslutningen skulle vara lika bra som den är idag vilket skulle göra arbetet ogjort för de som bekämpar om inte grannen också gör det. Dessutom är risken för att få växtsaft på sig betydligt större vid manuell bekämpning än maskinell. Växtsaften ger upphov till smärtsamma blåsor och kan lämna permanenta ärr (Caffrey 2001, Rzymski m.fl. 2014). Dagens bekämpningsmetod är förmodligen den bästa då intresset och nyttan av att få bort jättelokan är större än skapandet av en trädbeklädd kantzon. När problemet med jättelokan är borta kan man istället byta fokus och börja arbeta med framtagandet av en kantzon klädd med buskar och träd.

4.10 Slutsats

Hasslebäcken är likt många andra vattendrag i sydvästra Sverige påverkas av näringsberikning från det moderna jordbruket. Hasslebäcken har flera biflöden där väldigt höga halter av näringsämnen, framförallt kväve förekommer. Dock kan man konstatera att totalt sett är det endast de nedre delen av bäcken som är näringberikad och då endast måttliga till höga halter. De andra parametrarna som undersöktes gav inga utstickande värden förutom något lågt pH-värde i bäckens övre del. För vidare studier av bäcken krävs troligtvis en undersökning under en längre tidsperiod då framförallt näringsämnen uppvisar en fluktuation under olika årstider. Att utföra ett elfiske i bäcken är även något vi rekommenderar för att få en bättre uppfattning på bäckens artdiversitet och bestånd av dessa vilket även kan bidra till eventuella restaureringar av bäcken. Vi har även konstaterat

att de bästa lekområden för öring ligger uppströms de vandringshindren som finns i bäcken. Detta medför att ingen lek kan ske ovanför hinder V4.

5 Referenser

Ambelu, Argaw, Koen Lock & Peter L.M. Goethals, 2013, Hydrological and anthropogenic influence in the Gilgel Gibe I reservoir (Ethiopia) on macroinvertebrate assemblages, Lake and Reservoir Management, 29, 143-150

Burcher, C L., McTammany, M E., Benfield, E. F, Helfman, G S., 2007, Fish Assemblage to Forest Cover, Environmental Management, 41, 336-346

Bydén, S., Larsson, A-M., Olsson, M., 2003, Mäta vatten - Undersökningar av sött och salt vatten, Göteborgs Universitet, Uddevalla

Caffrey J M., 2001, The Management of Giant Hogweed in an Irish River Catchment, J. Aquat. Plant. Manage, 39, 28-33

Ciereszko, A., Dietrich, G.J., Dietrich, M.A., Nynca, J., Kuźmiński, H., Dobosz, S., Grudniewska, J., 2010, Effects of pH on sperm motility in several Salmoniformes species: Oncorhynchus mykiss, Salvelinus fontinalis, Salmo trutta, Salmo salar and Thymallus thymallus, Journal of Applied Ichthyology, 26, 665-667

Dahl, J., Johnson, R. K., 2004, A multimetric macroinvertebrate index for detecting organic pollution of streams in southern Sweden, Hydrobiology, 160, 487-513

Dahl, J., Johnson, R. K., Sandin, L., 2004, Detection of organic pollution of streams in southern Sweden using benthic macroinvertebrates, Hydrobiologia, 516, 161–172

Deelsta, J, Kværnø, S H, Granlund, K, Sigitas Sileika, A, Gaigalis K, Kyllmar, K, Vagstad, N, 2009, Runoff and nutrient losses during winter periods in cold climates – requirements to nutrient simulation models, Journal of Environmental Monitoring, 11, 602-609

Degerman, E., Nyberg, P., Näslund, I., Jonasson, D., 1998, Ekologisk Fiskevård, Sportfiskarna, Jönköping

Djodjic, F., Hellgren, S., Futter, M., Brandt, M., 2012, Suspenderat material – transporter och betydelsen för andra vattenkvalitetsparametrar, Svenska MiljöEmissionsData (SMED), 102

Dumont, Egon, Williams, Richard, Keller, Virginie, Voβ, Anja, Tattari, Sirkka, 2012, Modelling indicators of water security, water pollution and aquatic biodiversity in Europe, Hydrological Sciences Journal, 57 (7), 1378–1403

Faafeng, Bjorn A, Roseth, Roger, 1993, Retention of nitrogen in small streams artificially polluted with nitrate, Hydrobiologia, 251:1, 113-122

Gyaneshwar, P., Naresh Kumar, G., Parekh, L.J., Poole P.S, 2002, Role of soil microorganisms in improving P nutrition of plants, Plant and Soil, 245, 88-93

Halldén, A., Liliegren, Y., Lagerkvist, G., Biotopkartering – Vattendrag, Metodik för kartering av biotoper i och i anslutning till vattendrag, 2002

Havs- och vattenmyndigheten, 2010, Kalkning av sjöar och vattendrag, Handbok 2010:2

Havs- och vattenmyndigheten, 2014, https://www.havochvatten.se/hav/vagledning--lagar/vagledningar/ovriga-vagledningar/miljoovervakningens-metoder-och-undersokningstyper-inom-programomrade-sotvatten.html, 2016-04-16

Havs- och Vattenmyndigheten, 2014, https://www.havochvatten.se/hav/fiske--fritid/miljohot/forsurning-av-sjoar-och-vattendrag.html, 2016-08-07

Havs och vattenmyndigheten (HaV), 2016, https://www.havochvatten.se/hav/samordning--fakta/data--statistik/officiell-statistik/officiell-statistik--havs--och-vattenmiljo/kvave-i-sjoar-och-vattendrag.html, 2016-08-02

Harrison, S. S. C., Pretty, J. L., Shepherd, D., Hildrew, A. G., Smith, C., Hey, R. D., 2004, The effect of instream rehabilitation structures on macroinvertebrates in lowland rivers, Journal of Applied Ecology, 41, 1140–1154

Henningsson, B., Nordin, P-O., 2010, Kantzoner, skogsbruk och vattenkvalitet - Modellgenererad kantzonsbredd, SLU, 2016-08-14

Hidås, U., u.å., Våtmarker i jordbrukslandskapet, Hushållningssällskapet Kristianstad, 2016-08-14

Hylte kommun, 2010, https://www.hylte.se/download/18.5aef29d412f58e66c5d800013945/1433150359422/Bek%C3%A4mpning+av+j%C3%A4ttebj%C3%B6rnloka.pdf, 2016-08-24

Johansson, I, 2013, http://www.vattenorganisationer.se/susean/downloads/54/Information_om_Susen.pdf, 2016-04-11

Jansons, V., Busmanis, P., Dzalbe, I., Kristeina, D., 2003, Catchment and drainage field nitrogen balances and nitrogen loss in three agriculturally influenced Latvian watersheds, European Journal of Agronomy, 20, 173-179

Jordbruksverket, 2012, Gröda mellan grödorna – samlad kunskap om fånggrödor, Rapport 2012:21, 2016-08-14

Keesstra, S.D, Kondrlova, E, Czajka, A, Seeger, M, Maroulis, J, 2012, Assessing riparian zone impact on water and sediment movement: a new approach, Netherlands Journal of Geosciences, 245-255

Krug, A., 1993, Drainage history and land use pattern of a Swedish river system - their importance for understanding nitrogen and phosphorus load, Hydrobiologia, 251, 285-296

Lindhagen, C., 2009, Restaurerade vatten – Exempel på fiskevård i svenska vatten, Sportfiskarna, Ödeshög

Ljunggren, N., Söderman, M., 2009, Inventering av havs- och flodnejonöga i Halland 2008, 2016-08-14

Länsstyrelsen, 2016, http://www.viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterEUID=SE629826-132251, 2016-04-12

Länsstyrelsen Halland, 2016, http://www.lansstyrelsen.se/Halland/Sv/lantbruk-och-landsbygd/lantbruk/vaxtskydd/Pages/jatteloka.aspx, 2016-08-24

Naomi E. Detenbeck, Colleen M. Elonen, Debra L. Taylor, Leroy E. Anderson, Terri M. Jicha, Sharon L. Batterman, 2003, Effects of hydrogeomorphic region, catchment storage and mature forest on baseflow and snowmelt stream water quality in second-order Lake Superior Basin tributaries, Freshwater Biology, 48, 912–927

Naturvårdsverket, 2007, *Status, potential och kvalitetskrav för sjöar, vattendrag. Kustvatten och vatten i övergångszon: En handbok om hur kvalitetskrav i ytvattenförekomster kan bestämmas och följas upp*, Handbok 2007:4, Bilaga A

Naturvårdsverket, 2008, Vattenföringsbestämningar inom miljöövervakningen, version 2:1b

Naturvårdsverket, 2010, Bottenfauna i sjöars litoral och vattendrag – tidsserier, version 1:1

Naturvårdsverket. 2012. *De svenska miljömålen – En introduktion.* ISBN 978-91-620-8619-0

Naturvårdsverket, 2015, http://www.miljomal.se/sv/Miljomalen/Regionala/Regionalt/?l=13&t=Lan&ego=7, 2016-08-07

Naturvårdsverket, 2016, http://www.miljomal.se/sv/Miljomalen/ , 2016-08-06
Naturvårdsverket (2), 2016, http://www.miljomal.se/Miljomalen/Alla-indikatorer/Indikatorsida/?iid=130&pl=1, 2016-08-24

Naturvårdsverket (3), 2016, http://www.miljomal.se/Miljomalen/Alla-indikatorer/Indikatorsida/?iid=129&pl=1, 2016-08-24

Naturvårdsverket (4), 2016, http://www.miljomal.se/Miljomalen/Alla-indikatorer/Indikatorsida/?iid=5&pl=1, 2016-08-24

Nilsson A. (ED), 2005, Aquatic Insects of North Europe, vol 1-2, Apollo Books, Stenstrup

Näslund, I., Kling, J., Bergengren, J., 2013, Vattenkraftens påverkan på akvatiska ekosystem – en litteratursammanställning, Havs- och vattenmyndighetens rapport 2013:10

Ovidio, Michaël, Philippart, Jean-Claude, 2002, The impact of small physical obstacles on upstream movements of six species of fish, Hydrobiologia, 483, 55-69

Petrin, Z., Malmqvist, B., Laudon, H., 2007, Does freshwater macroinvertebrate diversity along a pH-gradient reflect adaptation to low pH?, Freshwater Biology, 52, 2173-2183

Pietersea, N.M, Bleutena, W, Jørgensen, S.E, 2003, Contribution of point sources and diffuse sources to nitrogen and phosphorus loads in lowland river tributaries, Journal of Hydrology, 271, 213-225

Rzymski, P, Klimaszyk, P, Poniedzialek, B, Karczewski, J, 2014, Health threat associated with Caucasian giant hogweeds: awareness among doctors and general public in Poland, 203-207

Spokes, Lucinda J., Jickells, Tim D., 2005, Is the atmosphere really an important source of reactive nitrogen to coastal waters?, Continental Shelf Research, 25, 2022-2035

Stibe, L, 2015, Vattenkemiska undersökningar I Hallandsåarna 1972-2014, Länstyrelsen I Hallands län, Kalmar

Svensk Energi, 2016, http://www.svenskenergi.se/Elfakta/Elproduktion/Vattenkraft1/Vattenkraftsproduktion/, 2016-08-24

Sveriges Lantbruksuniversitet, 2007, Bedömningsgrunder för bottenfauna i sjöar och vattendrag – Användarmanual och bakgrundsdokument, 4

Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU), 2016, http://www.slu.se/elfiskeregistret, 2016-04-14

Valmaka, E, Lemola, R, Känkänen, H, Turtola, E, 2015, Meta-analysis of the effects of undersown catch crops on nitrogen leahing loss and grain yields in the nordic countries, Agriculture, Ecosystems and Environment, 203, 93-101

VattenInformationsSystemSverige (VISS), 2016, https://viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterEUID=SE629826-132251 2016-08-29
Vattenmyndigheten i Södra Östersjöns vattendistrikt vid Länsstyrelsen Kalmar län, 2010, http://www.vattenmyndigheterna.se/SiteCollectionDocuments/sv/sodra-ostersjon/beslut-ap/AP_SO_webb.pdf, 2016-04-13

Vattenmyndigheterna, 2016, http://www.vattenmyndigheterna.se/SiteCollectionDocuments/sv/vasterhavet/beslut-2009/underlagsmaterial-per-delomrade-ap/102susean.pdf, 2016-08-06

Willumsen, J, Thorup-Kristensen, K, 2001, Effects of Green Manure Crops on Soil Mineral Nitrogen Available for Organic Production of Onion and White Cabbage in Two Contrasting Years, Biological Agriculture and Horticulture, 18, 365-384