



Skogsbrukseffekter på små vattendrag - en bottenfaunaundersökning i 17 bäckar i Jämtlands län

Examensarbete, 20 p

av

Andreas Karlberg

Institutionen för Miljöanalys
Sveriges Lantbruksuniversitet
Box 7050 SE 750 07 Uppsala

Handledare: Leonard Sandin
Lars Eriksson
Ingemar Näslund (Länsstyrelsen Jämtlands län)

Skogsbrukseffekter på små vattendrag
- en bottenfaunaundersökning i 17 bäckar i
Jämtlands län

ISSN 1403-977X

Abstract

The goal of biological monitoring is to evaluate the effect of human activities on biological resources. In this study, I've looked closer into what happens with streams degraded by forestry. Seventeen streams in Stugun, Jämtland, were sampled for benthic fauna and water chemistry. Each watershed were analysed with maps, air photographs and by descriptions in field. The aim was to find changes in benthic fauna composition due to forest clear cutting. When there was no watershed that could be useful as a reference area, I had to construct an index of disturbance. To test my data I used several multivariate analyses (PCA, Twinspan, CA, CCA och RDA) and a multimetric index method. I found five attributes that could be possible indicators of disturbance (EPT taxa, filter feeders, Diptera, Baetis and collectors/gatherers). No other set of data has been tested to confirm these indicators. No clear response in benthic fauna composition to catchment forestry was recorded, but the scores from the constructed multimetric index could distinguish disturbed stream sites from minimally disturbed stream sites ($R^2 = 0,46$). Principal component analysis (PCA) was also tested for the scores of benthic fauna and could distinguish different grades of influence, but not significantly.

Another study was performed in stream Slåttflobäcken. Four sample points were selected to compare different sections of the stream. One point was selected upstream a clear-cut area, one point in the clear-cut area and two points downstream the clear-cut area. The purpose was to see how the species composition varies in the same stream but with different grade of degradation by forestry. The variation was not big enough among the sample point to confirm that hypothesis.

Analysis of alkalinity, pH, conductivity and total phosphorus clearly showed a north-southern gradient, where watersheds south of river Indalsälven has low alkalinity, pH and conductivity, but high total phosphorus. These results could have effect on benthic species composition and could be one explanation why watersheds degraded by human activities does not clearly show changes in composition of benthic fauna.

Innehållsförteckning

INTRODUKTION	5
MILJÖFAKTORER	5
KANTZONEN OCH DESS INVERKAN PÅ BOTTENFAUNA	6
BETARE	7
SÖNDERDELARE	7
SAMLARE	7
ROVDJUR	8
FILTRERARE	8
SAMMANSÄTTNINGEN I SMÅ BÄCKAR	8
FRÅGESTÄLLNING	9
MATERIAL OCH METODER.....	10
UNDERSÖKNINGSOMRÅDET	10
GEOLOGI.....	12
VAL AV PROVTAGNINGSLOKALER	12
PROVTAGNINGSMETODIK.....	12
LABORATORIEANALYSER.....	15
INDEX	15
MULTIVARIATA ANALYSER.....	15
MULTIMETRISKT INDEX	16
<i>Bedömning av bäckarna</i>	16
RESULTAT	18
VATTENKEMI	18
ARTSAMMANSÄTTNING.....	19
<i>Multivariata analyser</i>	20
<i>Multimetriskt index</i>	21
SLÅTTFLOBÄCKEN	26
<i>Vattenkemi</i>	26
<i>Artsammansättning</i>	26
DISKUSSION	28
SLUTSATSER.....	33
TACK.....	34
REFERENSER.....	35
BESTÄMNINGSLITTERATUR.....	37
APPENDIX A. Artlista	
APPENDIX B. Påverkansindex och bottenfaunaindex	
APPENDIX C. Beskrivning av bäckarna	
APPENDIX D. Vattenkemi	
APPENDIX E. Sammanställning av fältinventeringen	
APPENDIX F. Twinspananalys	

Introduktion

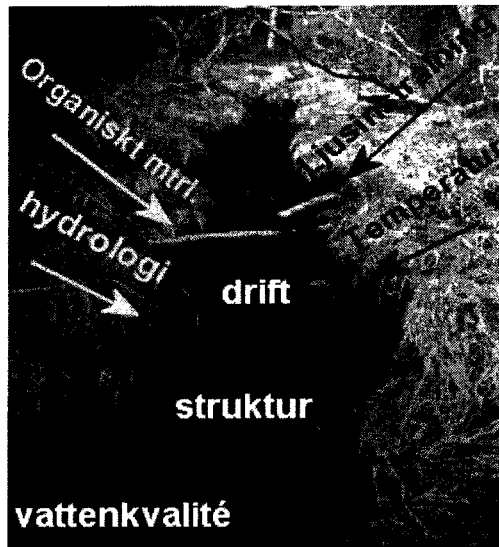
Vattendrag har i alla tider varit viktiga för oss människor. Vi har nyttjat dem för fiske, som kraftkälla och för transport, vilket har lett till att bäckar och åar dämats, rensats, eroderat sönder och korsats av tusentals vägdragningar med ofta felplacerade vägtrummor. Med det industriella skogsbrukets framväxt ökade trycket på våra vattendrag ytterligare. Skogsbruket blev snabbt storskaligt och använder sig av tunga fordon, som lämnar spår lång tid efter utfört arbete. På de flesta ställen där vi har haft barrskog har dessa ersatts med planerad skog, vilket har inneburit att ytterligare problem har uppstått i vattendragen. Studier av förändringar i bottenfauna- och fisksamhällen som följd av skogsbruket har visat att denna typ av skogshantering medfört påtaglig skada på våra bäckmiljöer (t.ex. Eriksson, 1995, Degerman *et al.* 1998). Det är ofta den ökade slamtransporten och det förändrade klimatet i bäcken, till största delen orsakad av minskad beskuggning som ger problem. I USA och Kanada har man under en längre tid än här i Skandinavien uppmärksammat skogsbrukets negativa påverkan på vattendrag. Skogsbruket i dessa länder är i många avseenden föregångare att ta lärdom av. Deras metoder är kanske inte direkt överförbara till våra boreala skogar, men kan inspirera och ge kunskap om hur vi bör visa hänsyn i skogsbruket (Eriksson, 1995).

Bäcken och den omgivande skogszonen är avgörande för hur skogsekosystemet utvecklas. Bäcken är livsmiljö för hundratals arter och i dess närhet ges hundratals andra arter möjlighet att leva. En opåverkad bäck skapar en zon där den biologiska mångfalden är stor (Eriksson, 1995). Därför är det extra viktigt att man skyddar miljöerna där vattnets färd börjar. Hänsyn i skogsbruket har varit uppmärksammat under en dryg tioårs period, men insatserna har framförallt riktats mot de större vattendragen som har en mer påtaglig betydelse för oss människor (Eriksson, 1995). Dels är dessa viktiga för sportfisket och dels är det dessa som vi förknippar med en kvalitativ livsmiljö, inte bara för djur och växter, utan även ur vår egen syn på bra boendemiljö. Ingen tycker att det är vackert med ett vattendrag som omgärdas av kilometerlånga kalhyggen. Det som främst har påverkat de mindre vattendragen i norr är det effektiva skogsbruket som tog fart under 1900-talet (Östlund, 1999). Det var ett statligt beslut att all skog skulle föryngras och skogsstyrelsen bildades. Senare kom också krav på att även "dålig" skog måste huggas för att ge plats åt ny, frisk skog. Nya metoder utvecklades och under 70- och 80-talet kunde man avverka skog på områden som tidigare aldrig hade brukats. Hyggesarealerna ökade snabbt och staten bidrog med pengar för att göra om restskogar till produktionsskogar (Östlund, 1999). Under 90-talet har de negativa konsekvenserna av skogsbrukets framfart och miljöorganisationernas påtryckningar tvingat fram en ny syn där man måste visa hänsyn i skogen för att vara konkurrenskraftig. Samtidigt drivs privata entreprenörer av krav på ett maximalt nyttjande av sina maskiner för att få ekonomin att gå ihop. Konsekvenserna av ett intensivt skogsbruk på de omgivande vattendragen har diskuterats under en längre tid. Speciellt små vattendrag anses idag särskilt viktiga att skydda, därför att här får förändringar i vattenflöden och materialtransport stora konsekvenser för livet i bäcken. Även biodiversiteten är som störst vid mindre vattendrag. De minsta vattendragen, de som ger upphov till alla älvar och floder har det ägnats lite tid åt och fortfarande idag sker många avverkningar utan hänsyn till dessa viktiga miljöer, samtidigt som den största biologiska mångfalden också finns i dessa miljöer.

Miljöfaktorer

Bäcken är ett viktigt inslag i naturmiljön och har många funktioner. Längs hela dess väg sker en rad livsnödvändiga processer. Vattnet filtreras genom våtmarker, större partiklar sedimenteras och vattnet syrgassätts i partier med lutning. Organismer i vattendraget ser till att näring frigörs, recirkuleras och bromsas upp nedströms. Bäcken fungerar även som uppväxtplats för större djur, som fiskar, bl.a. öring, nejonöga och elritsa. För många fiskarter är bottenlevande smådjur en viktig födokälla.

Alla organismer påverkas på olika sätt av förändrade fysiska och kemiska förhållanden i bäcken, exakt hur varje art påverkas vet man dock lite om. Generellt kan man säga att organismerna påverkas mer eller mindre när nedanstående faktorer förändras (Figur 1):



Det sker stora förändringar i vattendraget när man kalhugger. Variationen i vattenföringen ökar. Det blir större skillnad mellan hög- och lågflöden och organismerna får svårare att anpassa sig, många förloras vid oregelbundna flöden i form av drift. Marken och markvattnet värms upp samtidigt som ljusinstrålningen ökar. Detta i sin tur ger en ökad primärproduktion. Utlakning av näringsämnen ökar. Tillförseln av barr och löv minskar, liksom andelen död ved. Kraftiga flödestoppar eroderar strandzonen, med igenslamning, sämre vattenkvalitet och uträdat vattendragsstruktur som följd (Degerman *et al.* 1998).

Figur 1. Faktorer som till stor del påverkar artsammansättningen i små strömmande vattendrag.

Kantzonen och dess inverkan på bottenfauna

Den kantzon mot omgivande skog som finns längs en bäck ger en speciell miljö med hög luftfuktighet och är gynnsam för många arter. Bäckens utgör även en mycket viktig spridningsväg för både växter, fåglar, större djur och små vattenorganismer (Wikström & Nilsson, 1999).

Kantzonen kan definieras som det område närmast vattendraget som direkt påverkar bäcken genom grundvattenutströmning, ljusinstrålning, tillförsel av löv och död ved samt erosion (Sedell *et al.* 1989). När man lämnar en kantzon längs ett vattendrag måste man vara flexibel och inte låsa sig vid att kantzonen skall ha en viss bredd. Bredden på kantzonen kan därmed varieras så länge funktionerna nedan kan bibehållas (Degerman *et al.* 1998):

- Trädrötter förstärker strandzonen så att erosion förhindras.
- Näringsupptag ur markvattnet och även återföring av vatten till atmosfären gör att en hälsosam vattenbalans bibehålls.
- Ljusinstrålning och temperatur i vattendragen regleras.
- Kontinuerlig tillförsel av död ved och löv som blir till näring för organismer i vattnet.

I Alaska fann Murphy *et al.* (1986) att bottenfaunans individtäthet var högre i kantzonförsedda vattendrag än i vattendrag omgivna av gammal skog. Ökningen var kopplad till en ökad primärproduktion efter avverkning. Ökade gjorde främst dagsländor av släktet *Baetis* och bäcksländor av släktet *Nemoura*. Ökningen var hela 2,5 gånger på avverkade ytor jämfört med lokaler omgivna av gammal skog. På sträckor med en kantzonbredd på minst 30 m uppmättes inga skillnader mellan påverkade och referenslokaler. Det som ansågs vara av störst betydelse för om bottenfaunan påverkas negativt eller inte är kantzonens förmåga att förhindra sedimenttransport. Med en kantzon, 19 meter bred, visade Peterjohn & Correll (1984) att sedimenttransporten förhindrades till 90 %. I en annan studie påvisades att en endast 3 m bred kantzon stoppade så mycket som 70 % av sedimenttransporten i vattendrag i Iowa, USA (Robinson *et al.* 1996). Det är dock långt ifrån alla undersökningar som kommit fram till samma resultat. I en dansk undersökning av 36 vattendrag, jämförde man små slutna

vattendrag med små och större öppna vattendrag. Undersökningen visar att det inte fanns någon statistisk skillnad mellan små slutna och små öppna vattendrag vad gäller fördelning av funktionella grupper av bottenfauna (se nedan). Däremot visade det sig vara en väsentlig skillnad när man jämförde små och stora vattendrag (Jacobsen & Friberg, 1997). Detta visar att trädsnitt och kantzoner inte är de enda faktorerna som styr artsammansättningen i vattendragen. Skillnaden mellan Sverige och Danmark är delvis att Danmark är låglänt och inte drabbas lika hårt av erosionsskador vid avverkning, samt att Danmark förlorade sin primärskog för över 200 år sedan (Jacobsen & Friberg, 1997).

För att bättre förstå varför artsammansättningen bland bottenorganismer ser annorlunda ut i en bäck hårt påverkad av skogsbruk jämfört med en opåverkad måste man veta mer om deras ekologiska funktion. De strömlevande organismerna har två möjligheter att komma åt föda i vattnet. Antingen så filtreras födan ur det förbipasserande vattnet eller så söks födan på eller i bottenstratum. Bland de som söker födan på botten finner vi betare, rovdjur, samlare och sönderdelare. De som fångar födan direkt ur vattnet är filtrerare och i viss mån rovdjur.

Betare

Betare brukar också kallas skrapare. De bearbetar ytfilmen på stenar och ved och skrapar av alger, bakterier och svampar. Bland betarna återfinns vi bl.a. vissa arter av bäcksländor, dagsländor och snäckor. Sländorna använder sig av borst på underkäkarna eller andra mundelar vilka används som en sorts algskrapa, medan snäckor har en rivtunga som skrapar och river sönder biofilmen (Nilsson, 1995). I övrigt kan man säga att den här gruppen återfinns i större utsträckning längre ner i ett avrinningsområde, där det finns mer tillgänglig näring och ett bättre ljusklimat i och med att vattendraget ökar i bredd. Noel *et al.* 1986 visade att primärproduktionen ökade under 10-15 år efter en kalavverkning, vilket gynnar denna grupp av organismer om inte sedimenttransporten är för hög (Vannote *et al.*, 1980)

Sönderdelare

Sönderdelare eller fragmenterare finfördelar grovt material såsom löv och barr. Det finns flera olika typer av sönderdelare, då ett löv måste sönderdelas i flera olika omgångar, för att kunna brytas ner effektivt (Anderson *et al.* 1984). Genom att finfördela löv till mindre fragment erbjuds en ökad yta för bakterier att verka på som därmed ökar nedbrytningshastigheten (Lingdell & Engblom, 1995). Sönderdelare finns bland många grupper, men är särskilt vanliga bland bäcksländor. Då de övre delarna i ett vattensystem är naturligt näringsfattiga utgör löv och barr ofta den största och enda energikällan för denna grupp organismer. Sönderdelare påverkas kanske kraftigast av en kalavverkning, där inga kantzoner lämnats. Till en början kan sönderdelarna gynnas eftersom själva avverkningen kan tillföra mycket organiskt material, men efter något år kommer det inget nytillskott av näring och då minskar sönderdelarna i antal (Lingdell & Engblom, 1995). Det kan ta upp till 20 år efter en avverkning innan sönderdelare återhämtat sig i ett vattendrag, detta trots att andelen nedfall i form av barr och löv är återställd efter ca 7-8 år (Webster *et al.*, 1990)

Samlare

Den här gruppen kallas också detritusätare. Här finner vi bl.a. maskar och fjädermygglarver. Dessa återfinns i större utsträckning längre ner i ett vattensystem då de tar sin näring ur sedimenterade restprodukter (partiklar <1 mm i diameter). Det kan röra sig om allt från växtdelar i olika nedbrytningsstadier till rester från döda djur och bakterier (Lingdell & Engblom, 1995). Samlare kan uppnå mycket stora tätheter i främst näringsrikare vatten, vilket också gör dem till det vanligaste bytet för rovdjur. Förutom deras viktiga funktion som nedbrytare och föda åt andra, så har deras födosätt stor betydelse för bioturbation och resuspension, vilket innebär att sedimentet rörs om och sedimenterat material återförs till

vattnet, två viktiga steg för att föra näringen vidare nedströms (Wallace & Webster, 1996). I en studie i Sycamore Creek, Nya Zeeland kunde man se att samlare recirkulerade mellan 15 och 70 % av det kväve som sedimenterat (Grimm, 1996). Samlare ökar efter en avverkning, då mycket organiskt material spolats ut eller faller ned i bäcken (Wallace & Gurtz, 1986).

Rovdjur

Rovdjur finns i alla typer av vatten, både högt upp och längre ner i ett vattensystem. Artsammansättningen däremot varierar. I de övre delarna domineras rovdjur i form av bäcksländor och nattsländor, medan mellanpartier domineras av trollsländor och skalbaggar. Om syrgasförhållandena försämras kan predatorerna komma att domineras av iglar och sävsländor som klarar sämre förhållanden. (Sih & Wooster, 1994).

Filtrerare

Filtrerare fångar sin föda med hjälp av nät eller kroppsorgan som fungerar som filter. Nätbyggare är vanliga bland nattsländor, medan knott och musslor har kroppsliga lösningar på filtreringen. Filtrerare hittar man främst nedströms lugnpartier, därför att i lugna partier ökar produktionen och där ansamlas finkorniga partiklar. Ju längre ner i ett vattensystem man kommer desto mer näring finns att filtrera, något som också kallas för sjöeffekt, då stora mängder plankton produceras i sjöar och mångfalt ökar födotillgången i vattendrag nedströms, varför även filtrerare ökar nedströms. Många nattsländor som spinner nät fångar främst andra bottenlevande smådjur, varför de också hör till gruppen rovdjur. Georgian & Thorpe (1992) visade i en studie att två arter nattsländor av släktet *Hydropsyche* fångade 18 % av de drivande organismerna i ett vattendrag. En av filtrerarnas viktigaste biologiska funktion är att fånga in näring så att den inte går förlorad nedströms. Genom att dämpa driften kan en balans upprätthållas i hela vattensystemet. Utan denna grupp skulle vi få en kraftig deposition av grövre material längre ner i systemet med övergödning och syrgasbrist som effekt, medan det i den övre delen av avrinningsområdet skulle bli ännu näringsfattigare (Wallace & Webster, 1977). Enligt Cooper (1987) så är filtrerare den grupp som påverkas mest av en avverkning, speciellt vissa nattslände- och musselarter. Knottlarver, *Simuliidae* dominerar ofta skuggiga partier i en bäck och kan också minska drastiskt efter en avverkning (Bergquist, 1999).

Sammansättningen i små bäckar

Strandvegetationens sammansättning utgör en av de viktigare faktorerna som reglerar bottenfaunans artsammansättning. Det är främst löv- och barkedfall som styr vilka arter man kan finna i en bäck. En modell för att beskriva hur detta fungerar kallas "The river continuum concept" (RCC). Enligt Vannote *et al.* (1980) delas detta system in vattendragen i tre delar. Rang 1-3, 4-6 och >6. Vattendrag med en rang >6 är de stora älvarna. När bredden på vattendraget ökar så minskar samtidigt betydelsen av den strandnära vegetationen. Det är också den strandnära vegetationen som enligt modellen styr vilken sammansättning av de ovan beskrivna funktionella grupperna man finner i ett vattendrag. I vattendrag med rang 1-3 är det inte ovanligt att sönderdelare utgör mer än 30 % av artsammansättningen (Hawkins & Sedell, 1981). Bottendjursfamiljer som är sönderdelare är bl.a. nattsländorna *Limnephilidae* och *Lepidostomatidae*, bäcksländorna *Nemouridae* samt harkrankar (*Tipulidae*). I dessa små skogsbäckar högt uppe i systemet är det också vanligt med samlare som lever av finpartikulärt material. Till denna grupp hör främst *Chironomidae*, dagsländefamiljerna *Siphonuridae*, *Baetidae* och *Caenidae* (Cummins *et al.* 1989).

Det är dock många som kritiserar RCC för att vara en alldeles för stor förenkling av verkligheten. Hawkins *et al.* (1982) testade om skogens täckningsgrad hade den effekt som

modellen förutspådde och kom fram till att skogstäckta bäckar inte alls visade upp den skiftning av funktionella grupper som var tänkt. Även Statzner och Borchardt (1994) kritiserade modellen och deras hypotes är istället att förändringar i sammansättningen av funktionella grupper beror på hur stor den hydrologiska fluktuationen är i bäcken. De menar att artsammansättningen förändras när man i ett system går från kraftiga fluktuationer (avverkat område) i vattenföring till ett mer stabilt tillstånd (intakt skog).

Frågeställning

Det var med den här bakgrunden jag ville undersöka hur tidigare skogsbruksåtgärder har påverkat artsammansättningen hos bottenfauna i små bäckar. Tanken var att provta vattendragssträckor i vattendrag som var olika påverkade av skogsbruk, men som ändå liknar varandra i framförallt storlek, bottensubstrat och vattenhastighet. Jag ville bl.a. se om de vattendrag som har låg påverkan av skogsbruk har arter som försvunnit från de hårdare påverkade bäckarna. Detta är inte detsamma som att artantalet minskar i de hårt påverkade bäckarna, eftersom måttligt beskuggade lokaler kan erbjuda fler habitat än både fullt solexponerade eller helt beskuggade lokaler. Opåverkade bäckar antas ha fler ljus- och temperaturkänsliga arter än de mer hårt påverkade bäckarna.

Undersökningen har utförts i sammanlagt 17 bäckar. Kraven på dessa bäckar har varit att de ska vara vattenförande året om och bäckarna inte ska vara bredare än 3 meter. Denna storlek har valts för att små vattendrag generellt är känsligare för förändringar än stora vattendrag. Små bäckar är förhållandevis lätta att provta jämfört med stora vattendrag och det går att hitta många små bäckar på ett begränsat område.

För att se hur artsammansättningen förändras lokalt när man kalhugger ända in mot en bäck har ytterligare en undersökning utförts på så sätt att ett flertal prov har tagits i samma bäck. Dessa bestod av en referenslokal uppströms ett hygge, en fullt exponerad provpunkt ute på hygget och två lokaler nedströms hygget, som har intakt avverkningsmogen skog som skydd. Denna undersökning har genomförts i Slåttflobäcken.

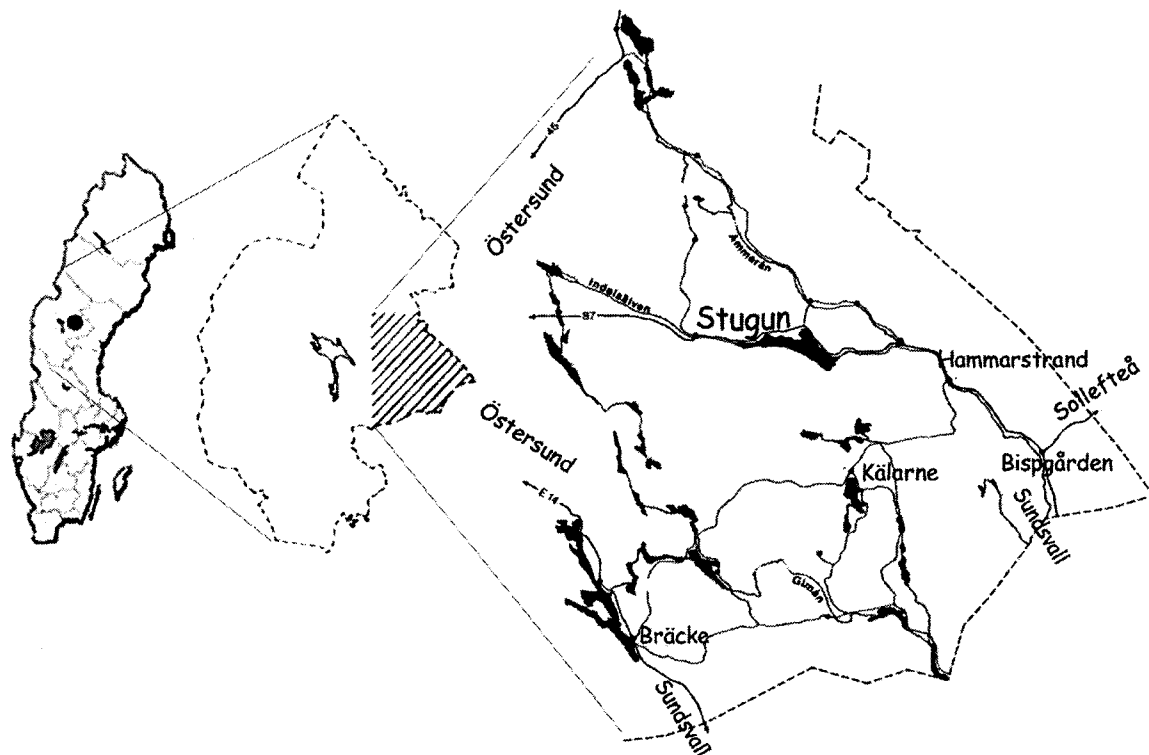
I min studie ville jag försöka besvara följande frågor:

1. Kan man med hjälp av bottenfaunans artsammansättning särskilja hårt påverkade bäckar från mindre påverkade bäckar? Finns det arter som förekommer i mindre påverkade bäckar, men inte i hårt påverkade bäckar?
2. Hur definierar och klassificerar man olika grad av bäckpåverkan? När och av vad påverkas bäcken negativt?
3. Kan bottenorganismernas ekologiska funktion (födosök, val av bottensubstrat, surhetstolerans etc.) användas som en indikator på påverkan av skogsbruk?
4. Finns det något samband mellan vattenkemi och bottenfaunans artsammansättning och/eller vattenkemi och graden av påverkan på de olika lokalerna?
5. Hur stor variation i artsammansättning (bottenfauna) föreligger mellan olika provtagningspunkter i samma bäck (Slåttflobäcken) på provtagningspunkter med olika grad av exponering?

Material och metoder

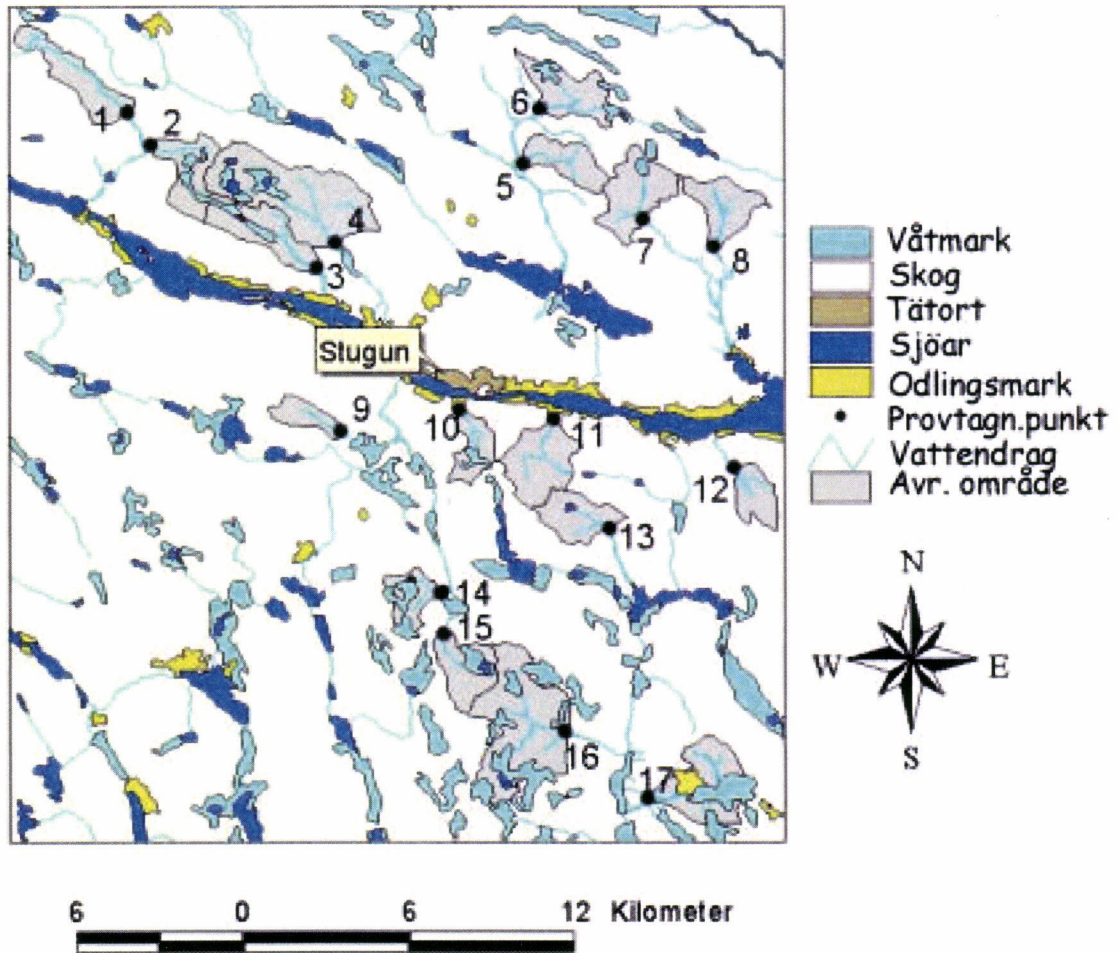
Undersökningsområdet

Fältstudien har utförts kring Stugun i Ragunda kommun, Jämtlands län, ca fem mil öster om Östersund (Figur 2). En skogsbygd som i huvudsak lever på skog och skogsförädling. Längs byn rinner Indalsälven, en av landets mest reglerade älvar och i Stugun finns ett av de kraftverk som bromsar upp vattnet på dess väg ut till havet. Det finns ett stort antal små bäckar med bestånd av öring och i de större åarna och i Indalsälven finns även gott om harr.



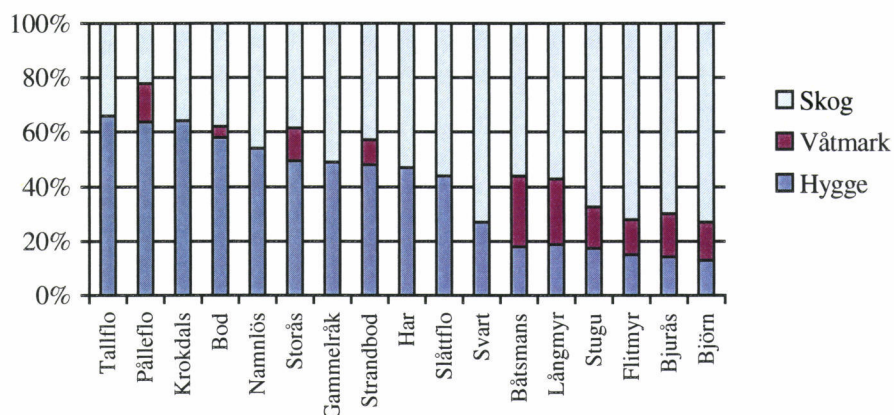
Figur 2. Karta över Jämtland och Stuguns geografiska läge.

Avrinningsområdena i undersökningsområdet består nästan uteslutande av barrskog med inslag av myrkomplex (Figur 3). Den mänskliga påverkan består till största del av kalavverkningar, lednings- och vägdragningar. Det är endast Bjuråsbäcken som har bebyggelse inom avrinningsområdet uppströms provtagningspunkten. Belastningen bedöms dock vara låg då det i byn finns ca 20 bostäder, varav endast tre hus ligger närmare bäcken än 500 meter. I de undersökta bäckarna finns bestånd av både öring och elritsa .



Figur 3. Karta över provtagningsområdet, visar även varje lokals avrinningsområde i grått och fördelning av markanvändning. (1. Långmyrbäcken, 2. Gammelråkbäcken, 3. Svartbäcken, 4. Storåsbäcken, 5. Namnlös, 6. Båtsmanbäcken, 7. Krokaldsbäcken, 8. Tallflobäcken, 9. Bodbäcken, 10. Flitmyrbäcken, 11. Strandbodbäcken, 12. Harbäcken, 13. Pålleflobäcken, 14. Slåttflobäcken, 15. Stugubäcken, 16. Björnbäcken, 17. Bjuråsbäcken)

De 17 undersökta bäckarnas avrinningsområden varierade mellan 2-12,7 km². Samtliga bäckar var i olika grad påverkade av skogsbruk. Hårdast påverkad var Tallflobäcken med en total hyggesandel på 66 %. Minst påverkad ur denna aspekt var Björnbäcken med en hyggesandel på 13 % (Figur 4).



Figur 4. Fördelning av andelen skog, hygge och våtmark inom respektive bäcks avrinningsområde.

Markanvändningen för den närmaste kilometern uppströms provtagningspunkten gav ett liknande resultat. Tallflobäcken hade då en hyggesandel på 96 % och avrinningsområdet kring Björnbäcken bestod till 9 % av hyggesmark. Samtliga bäckar är direkta eller indirekta biflöden till Indalsälven

Geologi

De undersökta bäckarna är samlade runt Stugun på område ca 500 km² stort. Geologin påverkar främst vattenkemin i vattendragen och kan vara avgörande för om ett vattendrag skadas av försurning eller inte. Bottenfaunans artsammansättning svarar snabbt på förändringar i vattenkvalité och många arter försvinner när pH sjunker under 5,5 (Nilsson, 1995). Berggrunden, norr och sydost om Indalsälven i det aktuella området domineras av migmatisk gnejs och metagråvacka med inslag av glimmerskiffer och glimmerrik sedimentgnejs. Längst i sydost (Bjuråsbäcken) dominerar gnejsgranit, vilket är en sur bergart som bildats av gammal havsbotten för flera miljarder år sedan, innan det fanns liv på havsbotten (Lundqvist & Antal, 1998). Hela området domineras av sandig morän, med inslag av torv (myrar). Det faktum att den här delen av Jämtland fortfarande har relativt goda buffringsegenskaper mot surt nedfall kan förklaras av kalkberggrunden nordväst om det undersökta området. Den består av lättvittrande material och spreds i riktning sydost när isen under den sista istiden drog sig tillbaka (Bernes, 1994). Utan detta kalkrika jordmaterial hade även stora delar av Östjämtland varit försurningskänsligt idag.

Val av provtagningslokaler

Gröna kartan användes för att lokalisera de 17 bäckar som ingår i undersökningen och för att avgöra vilka bäckar som är permanenta, dvs. vattenförande året om. Bäckarna har därefter granskats med hjälp av ortofoton. Bilderna gav information om bäckens utseende, tillgänglighet och påverkansgrad. Utifrån dessa faktorer valdes plats för provtagningsarna, så att det bland provtagningslokalerna skulle finnas olika grad av påverkan. Storleksmässigt varierade vattendragen från rang 1-3, vilket innebär små till medelstora bäckar enligt Strahlers klassificering (Strahler, 1945). Provtagningspunkten har valts på ett sådant sätt att bottensubstratet ska vara likvärdigt i samtliga bäckar så långt det är möjligt och att det ska finnas tillrinningsområde av någorlunda jämförbar storlek ovan provtagningspunkten. Närhet till väg är ytterligare en faktor som spelat in i valet av lokal. Övriga krav som ställdes på bäckarna var att de på provtagningsplatsen skulle vara 1-3 m breda, 15-40 cm djupa samt bestå huvudsakligen av hårdbotten (grus och sten).

Provtagningsmetodik

Varje lokal (bäck) inventerades på två sätt. En lokalbeskrivning utfördes för omgivningen närmast provtagningsplatsen. Den sträckte sig ca 30 m uppströms provtagningspunkten och ca 20 m utifrån bäcken på vardera sidan. På platsen noterades topografi, trädslag, trädens uppskattade ålder, vattendragets beskuggning, samt för bäcken; djup, bredd, bottensubstrat, växtlighet och grumlighet (Figur 5). Bäckens omgivning beskrevs även en kilometer uppströms provtagningspunkten med avseende på skogbrukets påverkan i form av hyggen och dess ålder, kantzonens bredd, antalet körskador, dikningspåverkan, markberedningens utformning och omgivningens dominerande trädslag (Figur 5).

En tredje beskrivning av hela avrinningsområdet utfördes med hjälp av ortofoton och geografiska informationssystem för att på så sätt bedöma markanvändning inom varje enskilt avrinningsområde. De nyaste ortobilderna för det undersökta området är tagna 1997, så dagens förhållanden avviker naturligtvis från dessa till en viss del.

Med hjälp av dataprogrammet ArcView (<http://www.esri.com>) har varje avrinningsområde kartlagt med avseende på andel skog, hygge, våtmark, öppet vatten och övrig öppen mark (Figur 5). Gränsen mellan den mark som klassas som skog och det som klassas som hygge har satts till om förnygringsytorna har skog som är äldre eller yngre än 15-20 år.

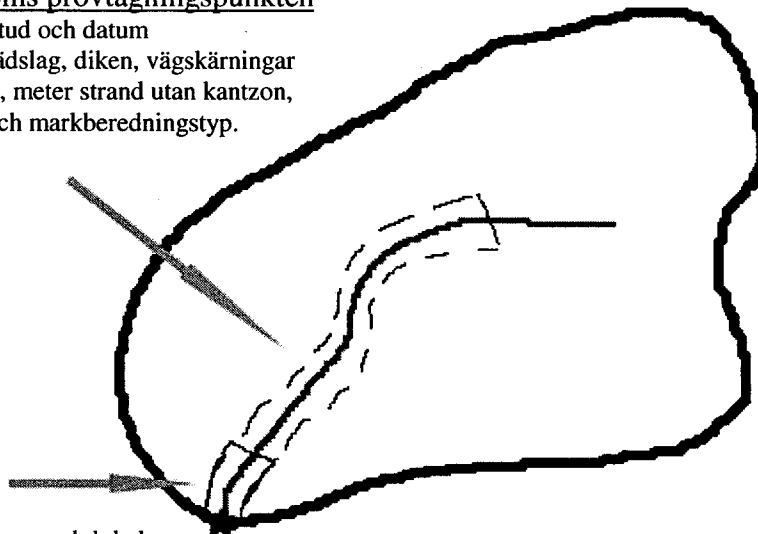
Avrinningsområde

Storlek, andel skog, hygge och våtmark

Strandzon, 1 km uppströms provtagningspunkten

Läge: koordinater, altitud och datum

Strandmiljö: Dominerande trädslag, diken, vägskäringar
vandringshinder, meter strand utan kantzon,
andel död ved och markberedningstyp.



Provtagningspunkt

Läge: koordinat, namn och lokal nr

Strandmiljö: Dom. trädslag, beskuggning, lutning och övrig påverkan

Bäcken: Bredd, vattennivå, vattenhastighet, djup, bottensubstrat,
bottenvegetation, grumlighet och vattentemperatur.

Figur 5. Schematisk bild över hur fältinventeringen har gått till och vilka parametrar som noterats. Bildtexterna anger det som dokumenterats vid varje delinventering.

På lokalen Slåttflobäcken har ytterligare en undersökning genomförts för att se hur bottenfauna och vattenkemi varierar inom samma bäck från skog till kalhygge och sedan åter till intakt skog. Slåttflobäcken valdes eftersom det gick att finna intakt skog både uppströms och nedströms ett stort hygge och som dessutom var lätt att provta, då det finns en väg längs hygget (Figur 6). Avrinningsområdet upptar ca 2,7 km². Av denna areal är 0,5 km² hyggesmark och 0,7 km² är myr eller sankmark, resterande del är skogsmark.

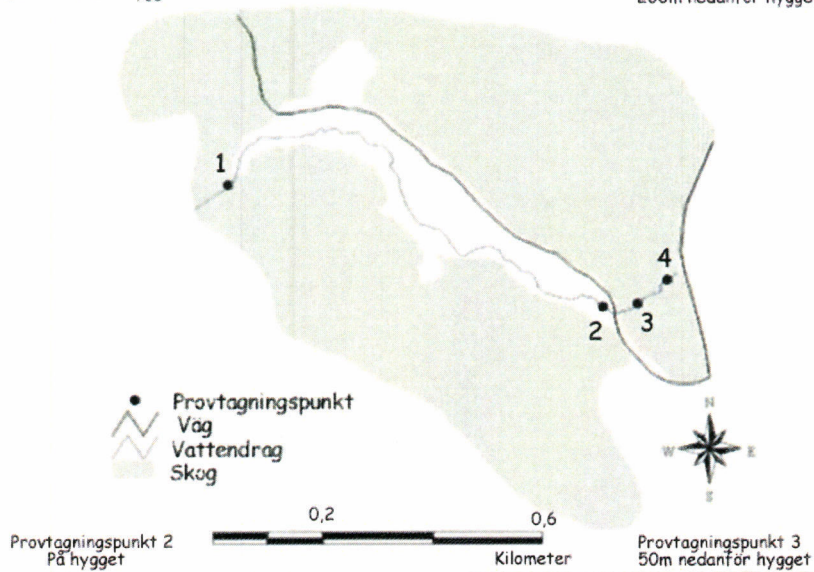
I bäcken har fyra provtagningspunkter placerats med första punkt uppströms ett hygge, andra punkten fullt exponerad ute på hygget, tredje punkten 50 m nedströms hygget i skogen och fjärde punkten ytterligare 150 m nedströms hygget (Figur 6). Den första provtagningspunkten (avseende bredden på vattendraget) avviker ganska kraftigt i storlek från övriga då det stora nedströms liggande hygget är dikat och fungerar som uppsamlingsplats för vatten från många mindre tillflöden.



Provtagningspunkt 1
Strax ovanför hygget



Provtagningspunkt 4
200m nedanför hygget



Figur 6. Kartan visar provtagningspunkterna i Slättflobäcken där provtagningar utförts på fyra ställen En referenslokal uppströms hygget, en fullt exponerad lokal ute på hygget och två nedströms liggande provtagningspunkter som har intakt avverkningsmogen skog som skydd.

Vid bottenfaunaprovtagningen användes den semikvantitativa metoden enligt Europastandard SS-EN 27 828. Provtagningsytans längd har minskats så att den motsvarar bredden på håven, d.v.s. varje prov var 25 x 25 cm, med en total yta på 0,0625 m². Provtagnings tiden för varje enskilt sparkprov har kortats ner till 20 sekunder och 10 replikat har tagits per lokal (Ekström, 2000). Samtliga prover togs i mitten av strömfåran för att minska inflytandet från landinsekter. Bottenfaunaproverna konserverades i 96 % EtOH med en slutlig koncentration på ca 70% EtOH. Två sparkprover sammanfördes i en burk och således blev det slutliga antalet prov per lokal fem stycken.

På varje lokal har vattentemperaturen noterats och vattenhastigheten bestämts för varje provtagningspunkt (10 punkter i varje bäck), nära botten. Mätningen har genomförts med hjälp av en flygel (propeller som mäter strömhastigheten) av modell Miniair 2, med hjälp av dessa mätningar uppskattades vattenhastigheten för provsträckan.

I varje bäck har dessutom vattenprover samlats in för analys av mängden närsalter (totalfosfor, fosfatfosfor, totalkväve, nitrat), pH, alkalinitet, konduktivitet, suspenderat material och kisel. Eftersom ett vattenprov bara ger en ögonblicksbild av den kemiska sammansättningen på vald lokal har provtagningen utförts så komprimerat som möjligt vilket innebär att alla lokaler har inventerats på mindre än tre dygn, mellan den 18 och 20 juni, 2001. Vädret var stabilt under hela provtagningsperioden. För att konservera proverna har samtliga prover förvarats kallt direkt efter provtagning. För att bevara vatten för närsaltsanalyser har proverna konserverats med svavelsyra (H₂SO₄ 1/100 ml). Ej konserverade prover analyserades inom en vecka, medan konserverade prover analyserades drygt en månad senare.

Laboratorieanalyser

Bottenfaunaproverna har analyserats fullständigt, vilket inneburit att samtliga förekommande organismer har plockats ur proven under stereolupp med 10 ggr förstoring. Då proverna slagits ihop två och två så benämns proverna 1-5 per lokal. Bestämningen av bottenfaunan har inriktats på sländgrupperna (Ephemeroptera, Plecoptera och Trichoptera) i första hand. Dessa har i de flesta fall bestämts till art medan övriga grupper har bestämts så långt det gått eller ansetts nödvändigt (se appendix A). Analys av pH, alkalinitet och konduktivitet har utförts av EM-lab. i Strömsund. Övriga parametrar har analyserats vid Institutionen för Miljöanalys, SLU (Utluna).

Index

Artlistorna för samtliga lokaler, respektive Slåttflobäckens lokaler, har analyserats i ett dataprogram (AQEM; se <http://www.aqem.de>) som beräknar en rad olika index för varje lokal baserat på de bottenfaunasammansättning som hittades på lokalen. Biologiska index som t.ex. fördelning av funktionella grupper och vilken strömhastighet olika arter föredrar beräknas ur en stor databas där artspecifik ekologisk information finns samlad. De flesta arter har inte ett specifikt födoval eller föredrar en specifik habitattyp, utan anpassar sig delvis till rådande förutsättningar. En insekts utveckling sker dessutom i ett flertal stadier, vilket gör att de flesta arter skiftar funktionell grupp under sin livstid. Beräkningarna görs därför på varje art som ett genomsnitt av dess variation under en hel livscykel. ASPT-index är ett index som i huvudsak indikerar förekomst av känsliga (höga värden) eller toleranta (låga värden) grupper (Wiederholm, 1999) och även detta index har använts i undersökningen.

Multivariata analyser

Two Way INDicator SPecies ANalysis (TWINSPAN) är en hierarkisk metod för att klassificera stora dataset (Hill, 1979), som i detta fall användes för att analysera

artsammansättning av bottenfaunan på de undersökta lokalerna. Metoden bygger på att individtätheten klassificeras i en femgradig skala efter individantalet (0, 1, 10, 100 och 1000; s.k. pseudoarter) och på så sätt kan en art bilda fler "arter" beroende på förekomst. Lokalerna delas i två delar med avseende på bottenfaunasammansättningen, varje del delas sedan i två nya till dess att antalet lokaler i en grupp understiger fem stycken.

Ordination är en annan teknik för att analysera bentisk fauna. Principalkomponentanalys (PCA) är en indirekt ordinationsmetod som bygger på att det finns ett linjärt förhållande mellan de olika bottenfaunaarterna och de *a priori* okända miljögradienter. Slutsatser om dessa gradienter dras från den artsammansättning som man finner på de olika lokalerna. Även korrespondensanalys (CA) (Hill, 1974) är en annan indirekt metod, där förhållandet mellan miljögradienterna och artsammansättningen är unimodal (kurvlinjär) istället för linjär. De direkta metoder som använts är redundansanalys (RDA) och kanonisk korrespondansanalys (CCA) (Braak, 1986). Dessa metoder beskriver varje taxas täthet som en direkt funktion av uppmätta miljövariabler (Rao, 1964; van den Wollenberg, 1977), till skillnad från metoderna ovan (PCA och CA) där man inte använder sig av mätta miljövariabler. I princip fungerar de direkta ordinationsmetoderna så att man i analysen inkluderar multipel regression för att ta reda på hur artsammansättningen på de olika lokalerna förhåller sig till värdena på de uppmätta miljövariablerna. Slutligen använde jag även diskriminantanalys, vilket är en metod för att analysera förhållandet mellan grupperna i en klusteranalys (t.ex. TWINSPAN, se ovan) och de uppmätta miljövariablerna.

Multimetriskt index

Flera metoder för att klassificera lokalernas påverkansgrad testades. Att ge en rättvis bild över påverkan baserat på endast andel skog eller hygge visade sig vara en alltför stor förenkling. I en artikel av Fore *et al.* (1996) beskrevs en alternativ metod för att klassa dels påverkansgraden och dels dess effekt på bottenfaunan. Istället för att använda sig av multivariata analyser som letar efter samband mellan artsammansättning och fysiska variabler, så kan man upprätta ett index som bygger på ekologiska egenskaper och fördelning hos bottenfaunan. Detta index jämförs sedan med påverkansgraden.

Bedömning av bäckarna

Skogsbruk var den typ av mänsklig påverkan som var vanligast i de undersökta bäckarna. Denna påverkan klassificerades på fyra nivåer:

1. Den totala hyggesarealen inom avrinningsområdet. Bygger på 1997 års ortofoton.
2. Avrinningsområdets storlek. Denna tillsammans med lutningen har betydelse för inströmningsförhållanden och hur bäcken påverkas av en avverkning. Små bäckar (små avrinningsområden) har en känsligare artsammansättning och påverkas mer av förändringar i vattenföring, avrinning och temperatur orsakade av skogsbruk (Nyberg & Eriksson, 2000).
3. Strandzonen: indexet tar hänsyn till antal meter skyddad strandzon från provtagningspunkten och en kilometer uppströms. Klassningen bygger i första hand på hur stor andel av strandzonen som är avverkad ända in mot bäcken, därefter har poängen justerats efter hur resterande andel av strandzonen är fördelat på skog 15-50 år eller skog > 50år.
4. Övrig påverkan: Här räknas öppna diken, vandringshinder, vägskärningar och körskador i bäcken in.

Var och en av de tre första nivåerna poängbedömdes med 1, 3 eller 5 poäng (Tabell 1) från 1 (mest påverkad) till 5 (minst påverkad). Poängen för avrinningsområdets storlek halverades

för att ge mindre vikt åt denna del av indexet. Därefter summerades de tre poängerna och dividerades därefter med tre. Den övriga påverkan subtraherades med 0,1 poäng för varje ytterligare påverkan (ex. öppet dike = -0,1 poäng) från den sammanräknade slutpoängen. Se appendix B. Poängsättningen av det nya multimetriska bottenfaunaindexet går till så att man summerar poängen (1, 3 eller 5) för vart och ett av de ingående delindexen. Varje delindex kan få poängen 5, som indikerar låg påverkan, 3 poäng som indikerar måttligt avvikelse från det opåverkade och 1 poäng som indikerar påverkan eller kraftig påverkan.

Tabell 1. Klassificering av bäckarnas påverkansgrad baserat på andelen hygge inom avrinningsområdet, avrinningsområdets storlek, strandzonens utseende och ytterligare påverkan i form av diken, körskador och vandringshinder.

Påverkan	1	3	5
Andel hygge (%)	>70	20-70	<20
Avr.område (km ²)	<3	3-6	>6
Strandzon (antal m. avverkad)	>600	300-600	<300

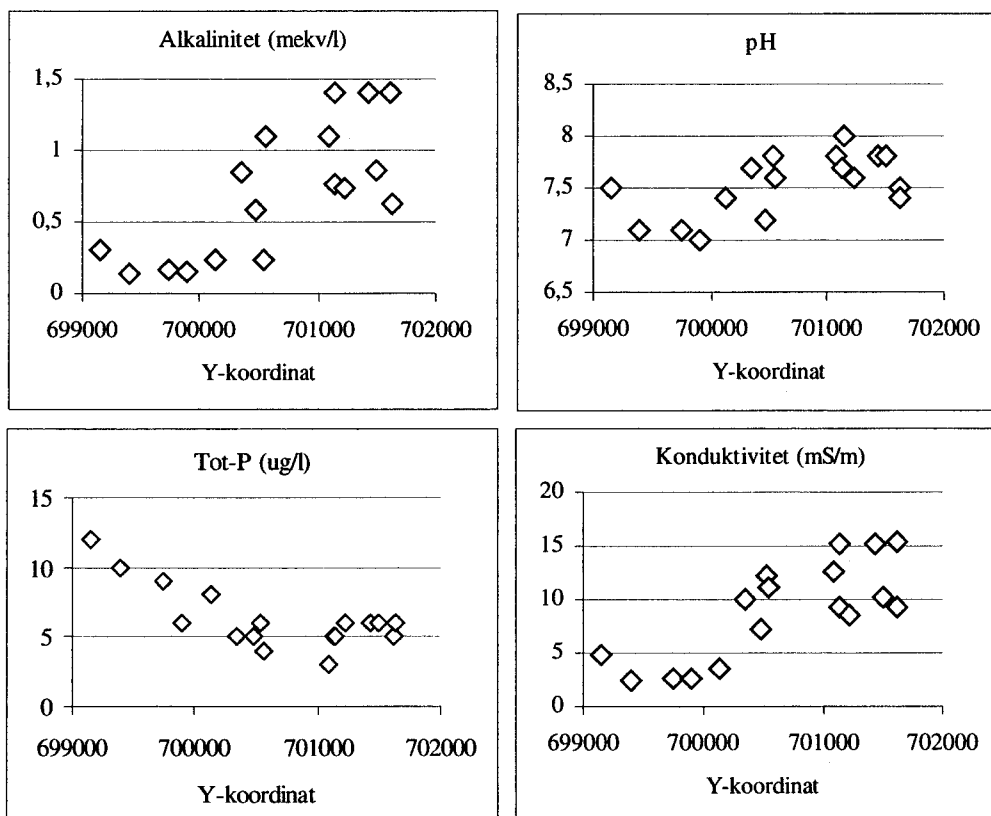


Figur 7. Exempel på hur olika påverkade lokalerna var. Bilden uppe till vänster visar en körskada i Krokdalsbäcken. Bilden uppe till höger visar en av de minst påverkade lokalerna (Bjuråsbäcken). Tallflobäcken nere till vänster hade högst andel hygge. Nere till höger är Slättflobäcken som helt saknar kantzon och är mycket solexponerad.

Resultat

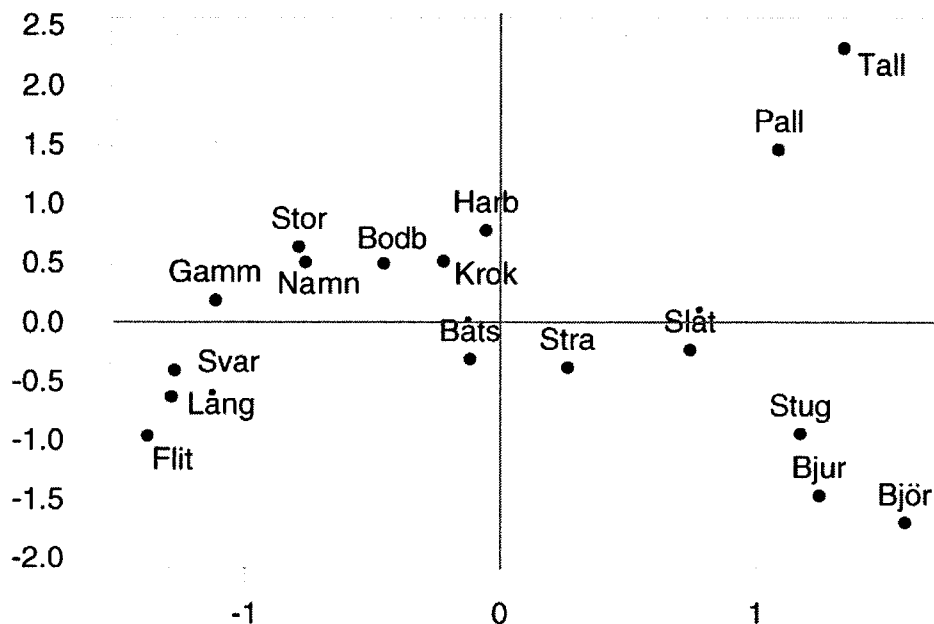
Vattenkemi

Bäckarnas vattenkemi visar tydligt vilken betydelse geologin har för bäcken. Flera parametrar uppvisar samma mönster. Skillnader i pH, konduktivitet, alkalinitet och totalfosfor följer en nord-sydlig gradient. Storåsbäcken hade det högst uppmätta pH-värdet (8,0) och lägst hade Slåttflobäcken med ett pH på 7,0 (6,3 för lokal 1). Figur 8 visar grafiskt denna spridning.



Figur 8. Samband mellan bäckens läge (Y-koordinat) och uppmätt värde av alkalinitet, pH, Konduktivitet och tot-P. Indalsälven rinner framungefär vid Y-koordinat 700900. Bäckarna visar upp en tydlig skillnad i vattenkemi beroende på dess läge i förhållande till Indalsälven.

Mönstret för den uppmätta alkaliniteten tyder på att Indalsälvens dalgång utgjort en barriär för vidare spridning av kalkrika isälvsmassor vid isens tillbakagång (Figur 8). Lokaler norr om och närmast Indalsälven är välbuffrade medan lokaler längre söderut tydligt visar upp en svagare buffertkapacitet. Det är främst de fem sydligaste lokalerna (Bjurås-, Björn-, Stugu-, Slått- och Pålleflobäcken) som avviker från de övriga lokalerna och hade en lägre uppmätt alkalinitet än de övriga. Dessa lokaler har även lägst konduktivitet och högst totalfosfor halt. För komplett vattenkemi för varje enskild lokal se appendix D. Denna gradient kan också tydligt ses i en principalkomponentsanalys (PCA) av alla inkluderade miljövariabler (inklusive kemin) (Figur 9). Den första PCA axeln (X-axeln) förklarades framförallt av höjd över havet, hög totalfosfor, vilken X-koordinat lokalen hade (lokaler till höger i ordinationen), hög vattenhastighet, konduktivitet, alkalinitet och pH (till vänster i ordinationen), dvs. en Nord-Syd gradient. Den andra axeln (Y-axeln) förklarades av mängden hygge nära vattendraget (uppåt i ordinationen) respektive mängden skog nära vattendraget nedåt i ordinationen.



Figur 9. Grafen visar de två första axlarna i en PCA av alla inkluderade miljövariabler, samt vattenkemi. X-axeln visar en fördelning som till stor del förklaras av vattenkemi och vattenhastighet. Spridningen vertikalt förklarades till stor del av andelen skog och hygge i anslutning till den provtagna sträckan.

Artsammansättning

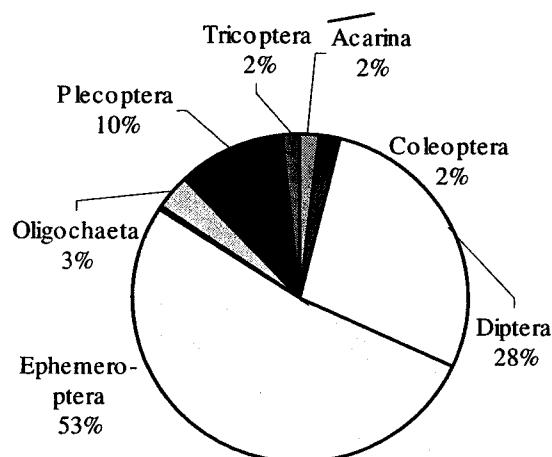
Totalt insamlades 47 taxa fördelade på 7700 individer på de 17 lokalerna. Artantalet per lokal varierade från 12 st på lokal Strandbodbäcken till 20 st funna arter på lokal Svartbäcken.

Vanligast förekommande taxa var dagsländan *Baetis rhodani*, följt av knottlarver (Simuliidae), fåborstmaskar (Oligochaeta) och fjädermygglarver av släktet Orthocladinae som alla förekom på samtliga lokaler (Tabell 2). *Baetis rhodani* och Simuliidae utgjorde tillsammans 70 % av det totala individantalet. Av de 47 förekommande taxa hade endast 11 stycken en förekomstfrekvens > 1 % av det totala individantalet. Dominerande funktionella grupp var samlare (37 %), men variationen var stor och på fyra lokaler (Tallflo-, Svart-, Stugu- och Krokdalsbäcken) dominerade istället betare och på fyra andra lokaler (Björn-, Långmyr-, Pålleflo- och Bodbäcken) dominerade filtrerare. För fullständig artlista, se appendix A.

Bäckarna dominerades av Ephemeroptera, dagsländor, som trots att endast tre arter insamlades, utgjorde 53 % av det totala antalet individer. Det är nästan uteslutande *Baetis rhodani* som bidrar till denna höga siffra. Följer gjorde Diptera som utgörs av 12 taxa. Störst andel inom denna grupp utgörs av familjen Simuliidae (Figur 10).

Tabell 2. Data för de tio mest frekvent förekommande taxa funna på de 17 lokalerna

Taxa	antal ind.	% av total antalet ind.	Funnen på antal lokaler	% lokaler
<i>Baetis rhodani</i>	3991	52	17	100
Simuliidae	1454	18	17	100
<i>Leuctra nigra</i>	312	4	14	82
Oligochaeta	259	3,4	17	100
Orthocladinae	252	3,2	17	100
<i>Nemoura cinerea</i>	236	3,1	2	12
Chironominae	210	2,7	16	94
<i>Elmis aenea</i>	152	2	12	71
Hydrachnidae	144	1,8	5	88
Limnophilidae	85	1,1	15	88
Tanypodinae	99	1,2	15	88



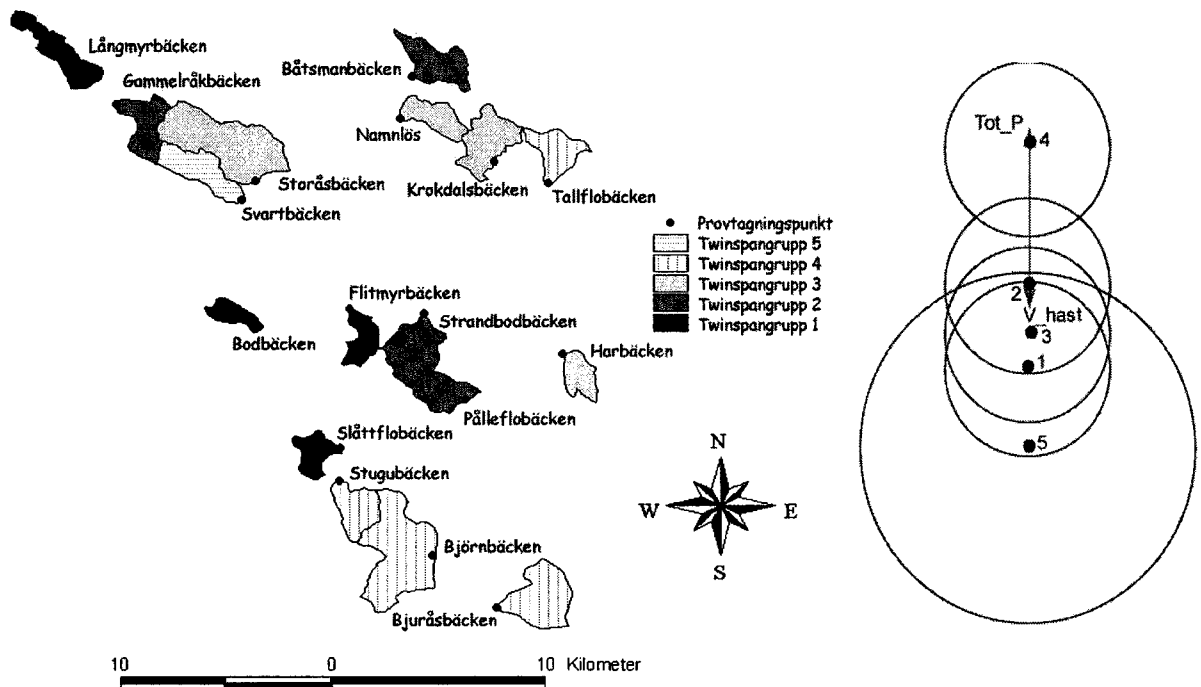
Figur 10 Procentuell fördelning över samtliga lokalers grupper som hade en täthet > 1%.

Multivariata analyser

TWINSPAN analysen (se appendix F) delade in lokalerna i två distinkta grupper. Den första gruppen bestod av fyra lokaler, Slåttflo-, Flitmyr-, Bod- och Långmyrbäcken (Figur 11). Här förekom 8 indikatorarter, *Pisidium sp.*, *Sphaerium sp.*, *Siphonurus armatus*, *Gyraulus sp.*, *Valvata sp.*, *Nemoura cinerea*, *Nemurella pictetii*, *Plectrocnemia sp.*, dvs. arter som hade en klart övervägande del av sin förekomst inom lokaler i denna grupp, jämfört med övrig/övriga TWINSPAN grupper.

Den andra gruppen (grupp 2) som utgörs av övriga lokaler i studien, kan delas upp i ytterligare grupper, men inte med lika tydliga skillnader som de fyra redan nämnda. Det fanns en indikatorart för denna TWINSPAN grupp, bäcksländan *Diura nansenii*, som endast förekom i dessa bäckar. Vid en ytterligare delning av grupp 2, blev Båtsman-, Gammelråk-, Strandbod-, och Pålleflobäcken utsorterade från de övriga bäckarna. Dessa hade tre indikatorarter; *Dinocras cephalotes*, *Ephemerella aurivillii* och *Philopotamus montanus*.

Diskriminantanalys av de fem TWINSPAN grupperna visade att totalfosfor var den miljövariabel som bäst förklarade variationen i klassificeringen av bottenfaunan mha TWINSPAN. Tillsammans med strömhastighet förklarade totalfosfor 29,5 % av variationen mellan de olika TWINSPAN-grupperna (Figur 11), där fosforhalten och den maximala strömhastigheten var negativt korrelerade med varandra. TWINSPAN-grupp 4 skiljde sig mest från de övriga genom att ha den lägsta vattenhastigheten och den högsta totalfosforhalten. De övriga klustergrupperna bildade en gradient från grupp 2 (låg strömhastighet, hög fosforhalt) till grupp 5 (hög strömhastighet, låg totalfosforhalt). Fosforhalterna var dock låg i samtliga bäckar.



Figur 11. TWINSpan fördelning av samtliga bäckar. De olika grupperna visar hur lokalerna fördelats efter arternas sammansättning på respektive lokal med tillhörande avrinningsområde. Figuren till höger visar en diskriminantanalys, där vattenhastighet och totalfosfor förklarade den största variationen mellan grupperna. Grupp 4 var den grupp som mest skilde sig från övriga med låg vattenhastighet och högre totalfosforhalt.

Multimetriskt index

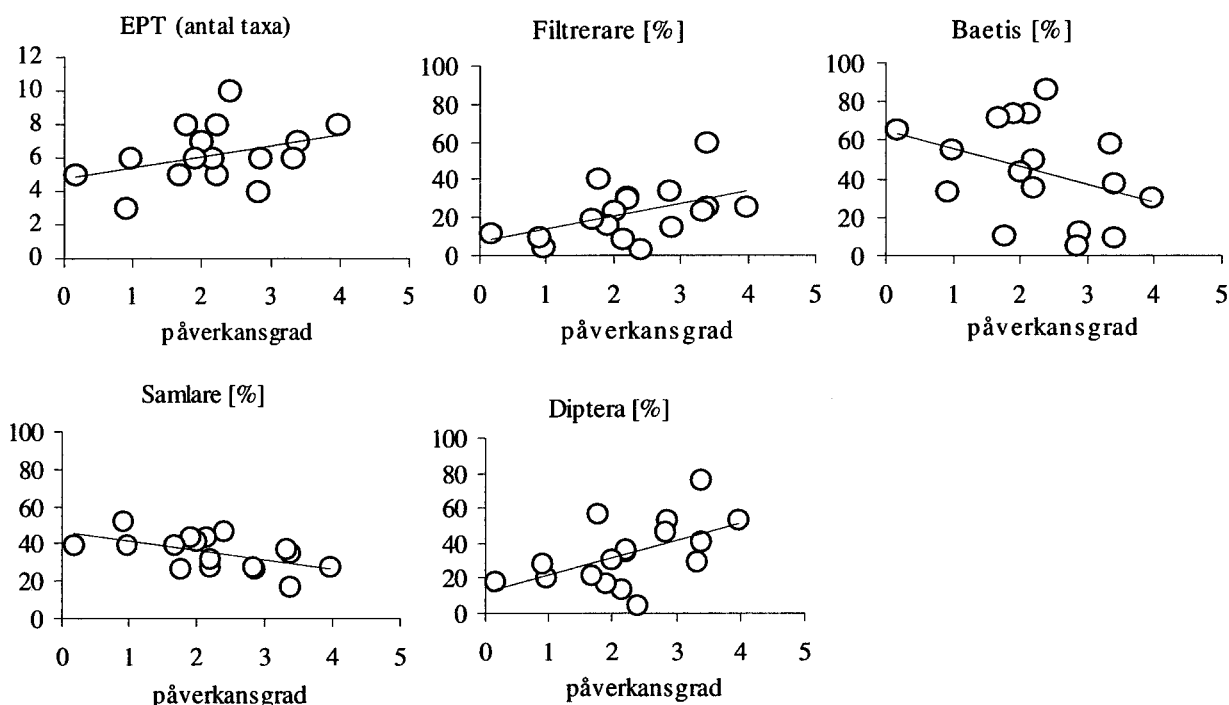
Variablerna som testats har valts ut dels efter förväntad respons på påverkan och dels efter statistisk och grafisk analys av artsammansättning, födoekologi och föredraget substrat med hjälp av linjär regression. Totalt har närmare 20 olika ekologiska egenskaper testats. I urvalet av variabler ingår dock endast 5 olika index, då dessa bäst kunde särskilja mellan mer eller mindre påverkade lokaler (Tabell 3).

Tabell 3. Urval av variabler för multimetriskt index. Varje variabel klassificeras i tre grupper för att kunna jämföras med varandra. 5 p för värden som indikerar låg eller ingen påverkan, 3 p för värden som avviker lite från det påverkade och 1 p för värden som indikerar påverkan.

Variabel	Förväntad respons på störning	1	3	5
EPT (antal taxa)	minskar	<6	6-7	>7
% Filtreare (passiv)	minskar	>25	15-25	<15
% Diptera	minskar	>40	25-40	<25
% Samlare	ökar	>40	30-40	<30
% <i>Baetis</i>	ökar	>60	30-60	<30

Ett antal bottenfauna index eller variabler kunde skilja de hårt påverkade lokalerna från de mindre påverkade lokalerna (Figur 12 och Tabell 3). Generellt sett visade sig index som bygger på vilken proportion av det totala samhället som en funktionell grupp består i, fungera bättre än index som byggde på antalet individer funna på lokalen.

Endast indexet som består av antalet arter av EPT (Ephemeroptera, Plecoptera och Trichoptera) taxa jämförs utan procentuell fördelning. Med hjälp av den påverkansgradient som beskrivits ovan utvecklade jag ett multimetriskt index med hjälp av de fem index som bäst korrelerade med påverkan från skogsbruket.



Figur 12. Diagrammen visar sambandet mellan de undersökta bäckarnas bedömda påverkansgrad och utvalda bottenfauna index. De valda bottenfaunaindex indikerar (linjär regression) mer eller mindre förändringar som följd av påverkan.

Tabell 4. Respektive bottenfaunaindex och dess korrelation till påverkansgrad enligt Figur 12.

Bottenfauna index	R ²
EPT	0,16
Filtrerare	0,23*
Baetis	0,13
Samlare	0,31
Diptera	0,30*

* Filtrerare och diptera är starkt korrelerade (R² = 0,68)

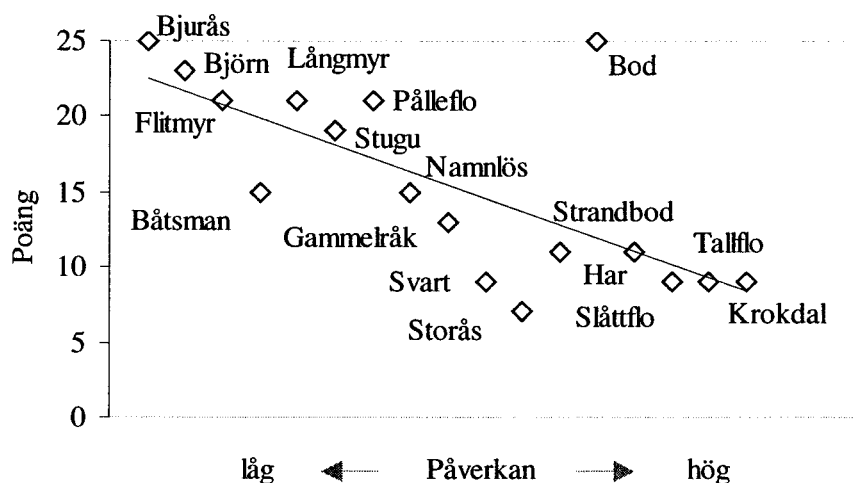
Målet var att finna ett sätt att med ett fåtal variabler påvisa förändringar i artsammansättningen hos bottenfaunan som följd av skogsbruk och andra skador som uppstår i samband med t.ex. kalhuggning. Resultatet av det multimetriska index som konstruerats visar att det finns variabler som till viss del korrelerar med påverkansgrad (Tabell 4). Det är dock stark korrelation mellan filtrerare och Diptera, då filtrerare till stor del består av arter inom familjen Diptera. Hög poäng i påverkansindexet indikerar låg påverkan. Minst påverkade är Bjuråsbäcken, Flitmyrbäcken och Björnbäcken (Figur 13). Dessa bäcker visar upp en hög poängsumma som överensstämmer bra med dess låga påverkan från skogsbruket. De lokaler som är hårdast påverkade enligt denna konstruktion är Krokdalsbäcken, Slättflobäcken, Tallflobäcken och Harbäcken. För fullständig poängredovisning för de olika variablerna, se Appendix B. Figur 13 visar grafiskt vilken

Tabell 5. Klassificerad påverkansgrad och poäng för de 7 lokalerna. Högt tal i påverkanindex anger låg påverkan och hög poängsumma anger att artsammansättningen överensstämmer med opåverkade förhållanden.

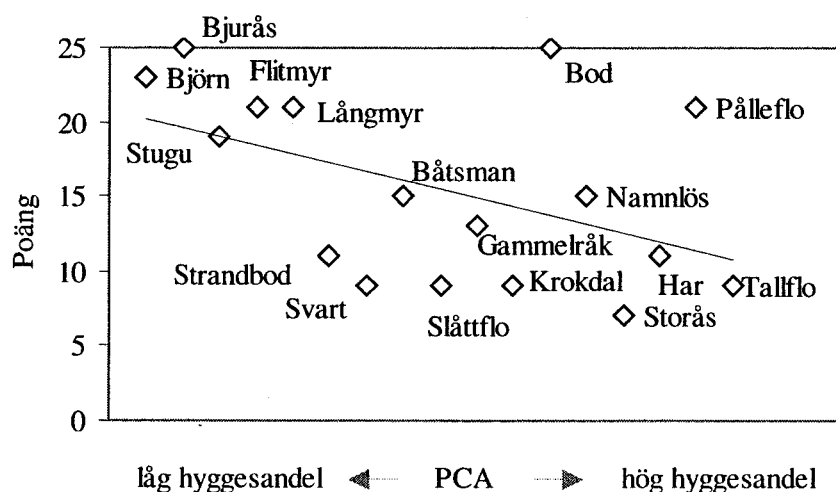
Bäck	Påverkan-index	Bottenfauna-index
Bjurås-	4,0	25
Flitmyr-	3,4	21
Björn-	3,4	23
Båtsman-	3,3	15
Stugu-	3,0	19
Långmyr-	2,8	21
Svart-	2,4	9
Namnlös-	2,2	15
Pålleflo-	2,2	21
Storås-	2,1	7
Gammelråk-	2,0	13
Strandbod-	1,9	11
Bod-	1,8	25
Har-	1,7	11
Tallflo-	1,0	9
Slättflo-	0,9	9
Krokdals-	0,2	9

korrelation ($R^2=0,46$) som fanns mellan hårt påverkade bäckar jämfört med mindre påverkade bäckar.

Även i en PCA kunde påverkansgraden utläsas till viss del. Förutom variation i vattenkemi kunde även skillnader i andelen hygge utläsas vertikalt ur grafen (Figur 9). Figur 14 visar utfallet då bäckarnas indexpoängsumma jämfördes med Y-axeln ur PCAn. Samma bäckar som i det multimetriska indexet utpekades som de minst påverkade (Bjurås- och Björnbäcken). I övrigt så kan inte PCAn ge lika god korrelation ($R^2=0,23$) mellan påverkan och poäng som det multimetriska indexet.



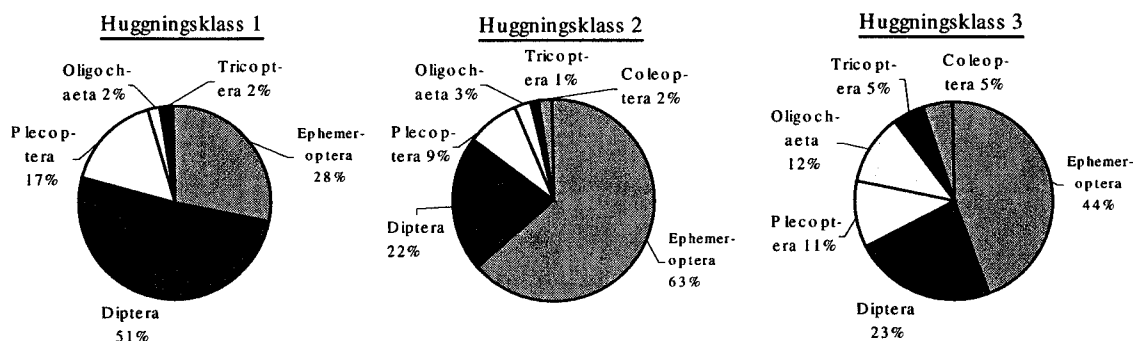
Figur 13. Samband mellan de 17 lokalernas påverkansgrad och deras poäng från det multimetriska indexet. Hög poäng indikerar en opåverkad lokal och en låg poäng indikerar hård påverkan. Linjär regression, $R^2=0,46$



Figur 14. Samband mellan de 17 bäckarna, sorterade efter PCA (Y-axeln) och deras poäng från det multimetriska indexet. Hyggesandelen är det som främst skiljer bäckarna åt. Linjär regression, $R^2=0,23$

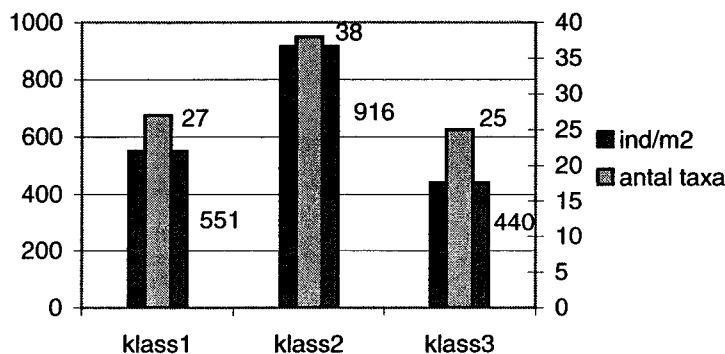
För att se hur artsammansättningen förändras med graden av påverkan enligt klassificeringen i det multimetriska indexet delades graden av påverkan in i tre klasser. Huggningsklass 1 består av data från de 5 minst påverkade lokalerna. Dessa hade alla ett påverkansindex > 3. Huggningsklass 2 består av de nio lokaler som bedömts ligga mellan 1-3 i påverkansindex. Tredje klassen består av de hårdast påverkade lokalerna och har ≤ 1 i påverkansindex (Tabell 5).

Resultatet av en uppdelning av bäckarna i tre klasser visar att andelen Diptera och Plecoptera är lägre på hårdare påverkade lokaler, medan andelen Oligochaeta, Coleoptera och Tricoptera är högst på dessa lokaler. Ephemeroptera som till största del utgörs av *Baetis rhodani* dominerar i huggningsklass 2 (Figur 15).



Figur 15. Figuren visar fördelningen över de vanligast förekommande grupperna uppdelade i tre klasser efter hur påverkade lokalerna är enligt klassificeringen i det multimetriska indexet. Huggningsklass 1 består av data från de 5 minst påverkade lokalerna. Dessa hade alla ett påverkansindex > 3. Huggningsklass 2 består av de nio lokaler som bedömts ligga mellan 1-3 i påverkansindex. Tredje klassen består av de hårdast påverkade lokalerna och har ≤ 1 i påverkansindex.

För att ytterligare få en bild av hur sammansättningen av taxa förändras med graden av påverkan studerades varje taxa för sig i de tre olika klasserna. Tabell 6 visar en sammanställning över taxa som förekommer i huggningsklass 1 (minst påverkad), men inte i klass 3 (mest påverkad) och tvärtom. Det totala antalet taxa som förekom i respektive huggningsklass var 27 taxa för klass 1, 38 taxa för klass 2 och 25 taxa för klass 3. Även individtäteten var störst i klass 2 med 916 individer/m² och lägst var den i klass 3 med 440 individer/m² (Figur 16). Både individtäteten och antal taxa korrelerar med antalet bäckar som ingår i respektive klass.

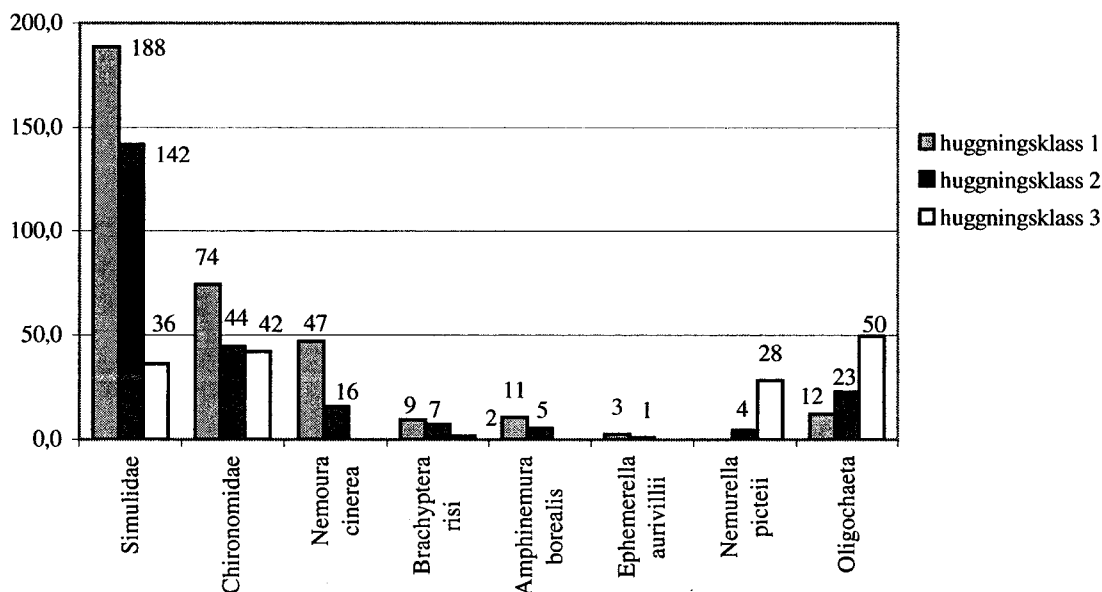


Figur 16. Antalet taxa/lokal och antalet ind/m² för respektive huggningsklass

Figur 17 visar hur åtta av de förekommande taxa täthet förändras med graden av påverkan. Simuliidae är det taxa som uppvisar störst förändring från klass 1 (minst påverkad) till klass 3 (mest påverkad). På lokalerna i huggningsklass 1 uppvisar Simuliidae en täthet på 118 individer/m² medan den i huggningsklass 3 endast uppvisar en täthet av 29 individer/m². Av bäck- och dagsländearterna så förekommer även de flesta arterna i högre tätheter på opåverkade lokaler jämfört med påverkade. Bäcksländorna *Nemoura cinerea*, *Amphinemoura borealis* och dagsländan *Ephemerella aurivillii* förekommer i huvudtaget inte på de mest påverkade lokalerna. Bäcksländan *Nemurella pictetii* och Oligochaeta visar tvärtom ökade förekomster med ökad påverkansgrad.

Tabell 5. Sammanställning över de arter som fanns representerade i huggningsklass 1 (minst påverkade lokaler), men inte i huggningsklass 3 (hårdast påverkade lokaler) och tvärtom.

Taxa	1	2	3
	Individer/m ²		
<i>Nemoura cinerea</i>	47,0	15,8	0,0
<i>Amphinemoura borealis</i>	10,6	5,3	0,0
<i>Ephemerella aurivillii</i>	2,6	0,9	0,0
<i>Gyraulus.sp</i>	1,0	0,2	0,0
<i>Valvata.sp</i>	0,6	0,0	0,0
Lepidoptera	0,6	0,2	0,0
<i>Sialis lutaria</i>	0,3	0,0	0,0
<i>Plectrocnemia.sp</i>	0,3	0,0	0,0
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	0,3	0,0	0,0
<i>Potamophylax cingulatus</i>	0,3	1,4	0,0
Elocephila	0,0	0,0	0,5
Eriopterinae	0,0	0,0	0,5
<i>Planorbis.sp</i>	0,0	0,0	0,5
<i>Sphaerium.sp</i>	0,0	0,0	4,3
<i>Glossosoma.sp</i>	0,0	0,2	2,1
<i>Limnius volkmari</i>	0,0	0,4	2,1
<i>Chaoburus.sp</i>	0,0	0,7	2,7
<i>Nemurella pictetii</i>	0,0	4,4	28,3



Figur 17. Några av förekommande taxa som uppvisar ökande eller minskande förekomst med påverkansgrad. Staplarna representerar påverkansindex indelat i tre klasser där huggningsklass 1 är minst påverkat och 3 hårdast påverkat. Staplarna anger ind./m².

För att se hur Twinspananalysen stämde överens med den klassificerade påverkansgraden jämfördes medelvärden av de bäckar som ingick i respektive twinspangrupp. Resultatet blev att den grupp som klart skiljde sig från övriga, grupp fyra utkom som den minst påverkade och jämfört med det multimetriska indexet så utkom grupp fyra som hade minst gemensamt med övriga grupper både som den minst påverkade gruppen och den med högst poäng enligt bottenfaunaindex (Tabell 7).

Tabell 7. Twinspananalysens fördelning av bäckar efter taxasammansättning jämfört med klassificerad påverkan och bottenfaunapoäng från det multimetriska indexet.

Twinspangrupp	Påverkansgrad	poäng
1	2,125	19
2	2,35	15
3	1,55	10,5
4	2,85	19
5	2,4	9

Slåttflobäcken

Denna bäck provtogs på 4 olika platser och meningen var att se om skillnad föreligger mellan dels lokaler i samma bäck och dels mellan provtagningspunkter i skog jämfört med på hygge.

Vattenkemi

Temperaturens betydelse för organismerna har poängterats och trots att provtagningen utfördes i början av juni och temperaturen inte var speciellt hög så fanns det en klar skillnad mellan lokalerna (Tabell 8). Lokal 1 hade en temperatur på 11,5°C, medan lokal 2 hade en temperatur på 14,5°C. Det skiljer ungefär 800m mellan dessa lokaler. pH och alkalinitet i Slåttflobäcken visar upp de lägsta uppmätta värdena av samtliga undersökta bäckar. pH varierar här från måttligt surt vid lokal 1 (pH 6,3) till nära neutralt vid de övriga punkterna (pH 6,9 – 7,0). En förklaring skulle kunna vara att det är myrmark uppströms provtagningspunkt 1, som kan antas bidra med högre halter humusämnen som har lågt pH-värde. Längre nedströms rinner flera mindre tillflöden in i bäcken, mindre påverkade av humusämnen och detta vattentillskott kan på så sätt höja pH-värdet nedströms.

Alkaliniteten varierar från god- till mycket god buffertkapacitet. Halten suspenderat material är också högre vid lokal 1 (1,48 mg/l) jämfört med de övriga lokalerna (1,08 mg/l) (Tabell 8), men generellt lågt vid samtliga lokaler. Näringshalten är låg med högst uppmätta totalfosfor halt på 12 µg/l vid lokal 1 och högsta totalkväve halt på 300 µg/l vid lokal 4 (Tabell 8).

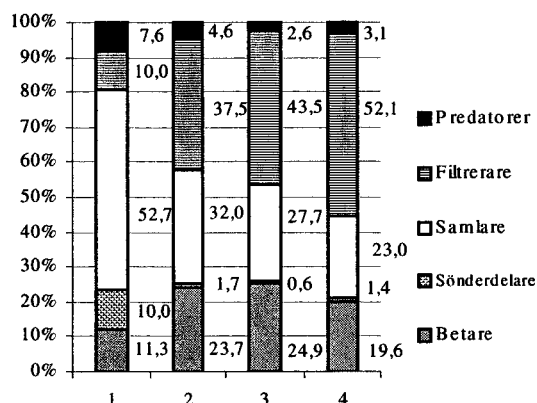
Tabell 8. Vattenkemi för Slåttflobäckens fyra lokaler

Lokal	pH	kond. (mS/m)	alk. (mekv/l)	susp.mtr. (mg/l)	NO ₃ (µg/l)	Tot-N (µg/l)	PO ₄ (µg/l)	Tot-P (µg/l)	Si (mg/l)	temp°C
1	6,3	3,05	0,19	1,48	46	243	85	12	3,57	11,5
2	7	2,59	0,15	1,08	50	243	84	5	3,52	14,5
3	7	2,57	0,15	1,08	51	298	86	6	3,51	14,1
4	6,9	2,6	0,15	1,08	14	300	9	6	2,76	13,4

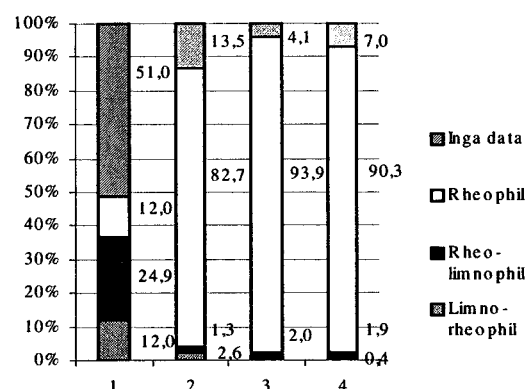
Artsammansättning

På de olika delsträckorna i bäcken återfanns totalt 19 taxa. Artrikast var delsträcka 2 med 14 arter, följt av delsträckorna 1 och 4 som hade 13 taxa vardera och lägst antal taxa hade delsträcka 3 med endast 9 st funna taxa. Antalet individer fördelade sig efter samma mönster mellan de olika lokalerna (Appendix 1). Vanligast förekommande taxa var på delsträcka 2, 3 och 4 knottlarver av familjen Simuliidae och dagsländan *Baetis rhodani* som dominerade starkt. Dessa taxa utgjorde tillsammans 80-90 % av individantalet i proverna. På delsträcka 1 dominerades bottenfaunan av fåborstmaskar, Oligochaeta, följt av bäcksländan *Nemurella pictetii*, en art som endast förekom i denna bäck. Dessa två arter utgjorde ca 50 % av totala antalet individer på denna lokal. Enligt ASPT-index (ett index som indikerar ekologisk status med hjälp av bottenfauna, så klassas lokal 1 och 3 som att de har en mycket låg ekologisk kvalitet, medan lokalerna 2 och 4 uppvisar måttlig ekologisk kvalitet (Wiederholm *et al.*, 1999) (Appendix 1).

Andelen samlare dominerade på lokal 1 med avtagande dominans nedströms till fördel för filtrerare som istället ökar nedströms (Figur 18). Andelen sönderdelare var störst på lokal 1 och bakom denna funktionella grupp dölde sig i huvudsak bäcksländan *Nemurella picteti*. Vilken strömhastighet som de olika arterna föredrar, visar också på en klar skillnad mellan lokal 1 och de övriga lokalerna. Lokal 1 domineras av arter som föredrar långsamt flytande till stillastående vatten, medan de övriga tre lokalerna domineras av arter som vanligtvis förekommer i starkare strömmande vatten (Figur 19). En stor andel av individerna på lokal 1 kunde inte bestämmas till någon strömhastighetsklass och utgörs av stapeln "inga data". Bakom denna klass döljer sig troligtvis bäcksländan *Nemurella picteti*.



Figur 16. Funktionella grupperns fördelning i Slåttflobäcken, lokal 1-4.



Figur 17. Artsammansättning fördelad efter vilken strömhastighet arterna föredrar. Rheophil = medel/högt strömmande, rheo- limno = svagt strömmande och limno- rheo = svagt strömmande-stillastående.

Diskussion

Kemiska variabler såsom alkalinitet och konduktivitet skiljde sig klart mellan de 17 bäckar som ingick i undersökningen. Det visar tydligt att vattenkemin i bäckarna är påverkad av geologin, som varierar mellan de olika undersökta områdena. Det är framförallt de fem sydligaste bäckarna som har en annan kemisk sammansättning än de övriga (Figur 8). Den här skillnaden kan ha flera förklaringar, men den troligaste orsaken är skillnader i jordart mellan lokalerna. Jordarterna norr om och längs Indalsälven har inslag av kalkrikt material som spridits vid den senaste istidens reträtt och är därför mer välbuffrade än lokalerna söder om Indalsälven. PCA av alla miljövariabler för de 17 lokalerna visade också att vattenkemin var en av de faktorer som bäst förklarade variationen mellan lokalerna (Figur 9).

Totalfosforhalten visar i motsats till alkalinitet en ökning på de fem sydligaste lokalerna, jämfört med de mer nordliga bäckarna. Detta kan bero på att fosfors löslighet minskar med ökat pH och att buffrande ämnen som t.ex. kalcium (Jansson & Broberg, 1994) kan antas förekomma i högre halter på de mer välbuffrade nordliga lokalerna. I denna studie har jag enbart haft möjlighet att ta ett vattenkemiskt prov från varje bäck, medan vattenkemiska parametrar bör provtas kontinuerligt under en tid för att kunna bedöma tillståndet i ett vattendrag. I PCA visade sig höjd över havet vara en variabel som skiljde ut lokaler med olika vattenkemisk sammansättning. Detta förklaras till en viss del av en lägre buffertkapacitet på de sydligaste lokalerna som ligger relativt högt och naturligt eroderats hårdare än de mer låglänta bäckarna i norr (Figur 8).

Det har dock inte gått att se några tydliga samband mellan variationen i vattenkemi och variationen hos bottenfaunan på de olika lokalerna. Att totalfosforhalten visar en stark korrelation med artsammansättningen i Twinspan analysen är intressant. Detta kan dock med hjälp av PCA, där totalfosfor också utkom som en variabel som kunde skilja bäckar åt, tolkas som en effekt av att pH, alkalinitet, konduktivitet och strömhastighet korrelerar negativt med totalfosfor och att det i själva verket är dessa variabler som ger upphov till variation snarare än totalfosforhalten i sig. Alkalinitet, pH och strömhastighet är ex. på variabler som kan vara styrande när det gäller bottenfauna. Det gäller även fosfor, men knappast när variationen i fosforhalt är så låg som i min studie.

En av mina huvudfrågor var om bottenfaunans artsammansättning kunde skilja ut bäckar som var hårt påverkade av skogsbruk från de som var mindre påverkade och om det fanns enskilda arter som tydligt indikerar en hårt påverkad bäck. Problemet i min studie var att ca 80 % av de förekommande arterna (38 taxa av de totalt 47 funna taxa) stod för mindre än 10 % av individantalet i bäckarna. Det betydde att där fanns många arter som var specifika för en viss bäck eller mindre grupp av bäckar (se Twinspananalysen, Appendix F). Med mycket få individer av dessa, i studien, sällsynta arter, är det svårt att säga om en art saknas på grund av påverkan från skogsbruket, eller för att provtagningen bara genomförts på en plats i bäcken vid ett enskilt tillfälle.

Flera försök att klassificera bäckarnas grad av påverkan utfördes, men de flesta visade varken samband med bottenfauna eller vattenkemi och framförallt stämde de inte överens med det intryck som bäcken gav vid fältinventering och provtagning. Dessa försök gick mest ut på att använda hyggesandel antingen för hela avrinningsområdet eller bara för den undersökta kilometern uppströms. Detta gav dock ingen rättvis bild av påverkansgraden, då många bäckar hade andra skador än bara kalhyggen som kunde påverka kemin och biologin.

I en artikel av Fore *et al.* (1996) om multimetriska metoder redovisar dessa författare en klassificeringsmetod för påverkan av skogsbruk på bäckar, som tar hänsyn till fler parametrar än enbart andelen kalhygge i avrinningsområdet och det gav en idé till det index som jag har

tagit fram i denna undersökning. Hyggesandelen anses fortfarande vara av stor betydelse och ges stor tyngd åt indexet. Avrinningsområdets storlek anses ha betydelse för hur mycket en bäck påverkas av skogsbruket, ett stort avrinningsområde har större möjlighet att utjämna fluktuationer i vattenflöden, som följd av avverkning och har ofta en större sjöandel som också utjämnar. I ett litet avrinningsområde (långsträckt) är det stor risk att en avverkad yta ger direkt effekt på vattendraget (ökad solinstrålning, erosion, sedimentation, ökad avrinning m.m.), medan avverkningar i ett stort avrinningsområde oftare utjämnar effekten av en avverkning (Nyberg *et al.*, 2001, Eriksson, 2000, Fore *et al.*, 1996). Självklart har formen på avrinningsområdet och vart avverkningar sker stor betydelse för dess effekt, men för att slippa göra en hydrologisk bedömning av varje avrinningsområde görs denna schablonmässiga bedömning. Avrinningsområdet har därför bedömts på samma sätt som hyggesandelen, men har getts en lägre vikt vid sammanräkningen av indexvärdet.

Hur strandzonen ser ut kan vara av samma betydelse som hyggesandelen och har bedömts efter fältinventeringens resultat, t.ex. om strandzonen är trädbevuxen och i så fall vilken åldersstruktur skogskiktet har eller om man huggit ända intill bäcken. I modellen har jag i första hand tagit hänsyn till hur stor del av den fältundersökta kilometern bäck som varit påverkad av hygge, därefter har bedömningen kunnat justeras upp eller ned beroende på vilken ålder sträckan med skog har på trädskiktet. T.ex. en kilometer med 10 % hyggesandel och resten skog skulle ge en femma som bedömning, men om mer än hälften av resterande 90 % skog är ungskog ges bara betyget tre, och tvärtom om det gäller ett område med relativt hög andel hygge, men där skogsandelen är av hög ålder. Gregory *et al.* (1991) och Naiman *et al.* (1993) anser båda att strandzonens känslighet för påverkan innebär att strandmiljön är en av de viktigaste indikatorerna på vattendragens status och funktion. Övriga påverkansfaktorer har jag tagit hänsyn till genom ett avdrag med 0,1 poäng för varje typ av skada såsom körskador, vägtrummor och diken. Jag anser dock att även denna typ av skador påverkar bäcken och dess kemiska och biologiska status. Vissa bäckar hade en relativt låg andel hyggesareal, men ett stort antal andra skador som kan ha stor effekt på bottenfaunans sammansättning. De intervall för poängräkning som använts i denna undersökning utgår endast från det material som jag har samlat in. Om en liknande undersökning görs igen betyda att intervallen måste korrigeras. Samtidigt skulle det index jag har utvecklat här, behöva testas mot ett större dataset för att fastställa att de samband jag funnit kan påvisas även på en större geografisk skala. En annan problemfaktor när det gäller bedömning av hur påverkade de olika bäckarna är, är andelen hygge i avrinningsområdet. Åldern då hygget inte längre anses påverka bäcken har satts relativt högt (ca 15 år) och det kan ha gett en missvisande bild för hur påverkade vissa lokaler är. Pålleflobäckens avrinningsområde består t.ex. nästan uteslutande av ett äldre hygge och bäcken har då klassats som hårdare påverkat än jag skulle bedöma det som i fält.

I min undersökning har jag inte lyckats påvisa att skogsbruket har haft någon signifikant påverkan på bottenfaunasammansättningen, med hjälp av multivariata analysmetoder. Twinspan grupperade bäckarna efter hur lika deras artsammansättning var. Denna gruppering stämde till viss del överens med påverkansgraden. Grupp 4 som var den grupp som avvek mest från övriga utkom som den minst påverkade vid en medelvärdesberäkning av den klassificerade påverkansgraden (se Tabell 7). Här fanns flera snäck- och musselarter som inte förekom i andra bäckar. Vissa problem framkom när jag analyserade mina data med de olika multivariata metoderna (såsom Korrespondansanalys, CA och Kanonisk Korrespondansanalys, CCA) och det är att variabler som har låg variation mellan flertalet lokaler, men som kanske avviker på en eller två lokaler kan få väldigt stor betydelse för resultatet. T.ex. så sammanföll brist på död ved i vattendraget med den mest artrika lokalen, som dessutom skiljde sig en del i artsammansättning från övriga lokaler, vilket då genast

utkom som den bäst korrelerande variabeln, vilket visar att multivariata metoderna är känsliga för avvikande data, men endast då de både har en annorlunda artsammansättning och avvikande miljövariabler (Legendre & Legendre 1998)

De fem bottenfaunaindex som användes till det multimetriska indexet korrelerade tillsammans väl med indexet för att bedöma påverkan av skogsbruket (Figur 13). Denna multimetriska metod beskriver ekologiska skillnader mellan lokalerna. T.ex. andelen av olika funktionella grupper, arter som mer eller mindre kan tolerera låga syrgashalter, sura förhållanden etc. Det gör att denna typ av metoder kan ge en bättre förståelse för vad som händer med bottenfaunan i bäcken vid avverkning. Andelen Diptera och andelen Filtreerare visade sig dock ligga på gränsen för stark inbördes korrelation ($R^2 = 0,68$). Stark inbördes korrelation bör förstås undvikas och är en faktor att ta hänsyn vid kritisk granskning av ett multimetriskt index. Vissa bäckar bl.a. Bodbäcken och Pålleflobäcken som upplevdes som hårt påverkade vid fältundersökningen uppvisade dock mot förväntan höga poäng och t.ex. Båtsmansbäcken som hade mycket liten hyggesandel uppvisade en ganska låg poängssumma, dvs. hög påverkansgrad. Sådana avvikelser får man nog se som beroende av naturlig variation i tiden, då bäckarna bara provtagits under ett tillfälle. En faktor som hör till naturlig variation är den nederbördsrika höst, 2000 som orsakade kraftiga översvämningar i flertalet bäckar. En sådan händelse i sig kan ge ett mycket missvisande resultat och har kanske större betydelse för bäcken än en avverkning, men då översvämningar förstärks av avverkningar kan man säga att översvämningar kan vara en indirekt effekt av skogsbruksåtgärder. Andra naturliga orsaker till att synbar påverkan inte överensstämmer med förväntad effekt på bottenfauna är att kläckningar sker under olika tidpunkter i olika bäckar.

Korrelationen mellan bottenfaunaindexet och det framtagna påverkansindexet bör betraktas med försiktighet, eftersom de valda variablerna inte är testade mot något annat dataset med större mängd data. Det var ändå intressant att testa denna analysmetod och Fore *et al.* (1996) anser att information som bygger på ekologisk kunskap om de enskilda arterna är mer användbart för analyser av påverkan på bottenfauna än metoder som bygger på statistiska algoritmer, speciellt när avrinningsområdena som undersöks inte är fullständigt opåverkade eller fullständigt påverkade. Många andra forskare förespråkar istället multivariata analysmetoder, då dessa väger in fler variabler, anses vara objektiva (Burd *et al.*, 1990), medan multimetriska index baseras på valda variabler som tjänar syftet att hitta variabler som indikerar påverkan. Objektiviteten ifrågasätts dock av Jackson, (1993), då han menar att trots att metoderna är objektiva, så styrs inställningarna i programmen av subjektiva val. Han menar också att det är ett allmänt problem inom forskningen att man inte internationellt har tagit fram några analysmetoder som alltid bör ingå för att åtminstone rapporter som behandlar samma ämne ska kunna jämföras sinsemellan. Idag tolkas våra data på sådant sett att samma data kan ge olika resultat beroende på vem som analyserar.

Fördelen med att använda ett multimetriskt index är att även om inte en variabel i sig indikerar påverkan på bäckarna, så kan flera tillsammans ge en samlad bedömning av påverkansgraden. Idag finns det enkla program som automatiskt tar fram vilken sammansättning av funktionella grupper ett prov har, vilket underlättar arbetet då många organismer ingår under flera kategorier. Så med ett stort inventeringsunderlag som grund skulle man ganska enkelt kunna klassa och bedöma sina lokaler. En annan fördel med den här metoden är att den utgår från grafiska samband så att man lätt förstår vad variationen beror på. En nackdel med metoden är svårigheten att sätta ett exakt värde på vad som ska klassas som en mer eller mindre påverkad lokal, medan med de multivariata analysmetoderna på ett enklare sätt tittar på de syntetiska gradienterna t.ex. för påverkan av skogsbruk, som är resultaten av sådana analyser.

Genom att dela in bäckarna i tre klasser efter hur stor påverkan var av skogsbruket (låg, mellan, hög), så kunde artförekomsten jämföras mellan de olika påverkanskategorierna. Det visade sig att knottlarver (*Simulidae*) och bäcksländorna *Brachyptera risi*, *Amphinemura borealis* och *Nemoura cinerea* tydligt visade indikation på påverkan av skogsbruk, genom minskad förekomst i dessa bäckar. Bäcksländan *Nemurella pictaei* och fåborstmaskar av gruppen *Oligochaetae* verkar istället gynnas av den förändring som sker vid avverkning och uppvisar högre individantal med ökad grad av påverkan. Tittar man på taxonomiska grupper ser man att framförallt *Simulidae* och *Plecoptera* minskar med starkare påverkan, vilka har ersatts av högre tätheter av *Oligochaetae*, *Trichoptera* och arter inom familjen *Coleoptera*. Huggningsklass 2 är den artrikaste klassen med 38 arter jämfört med klass 1, låg påverkan och klass 3, hög påverkan som har 27 respektive 25 arter vardera. Det kan förklaras av att denna grupp dels består av fler lokaler, men det kan också bero på att dessa lokaler har biotoper som både kännetecknas av hårt påverkade (högre primärproduktion) och opåverkade lokaler (skuggade miljöer), vilket bör ge utrymme för fler arter.

Att individtätheten av några få arter ökar kraftigt några år efter avverkning har bl.a. Wallace & Gurtz (1986) visat i sin studie. De kunde se en kraftig ökning av dagsländesläktet *Baetis sp.* några år efter avverkning. De visade även att ökningen med all sannolikhet beror på en högre primärproduktion av påväxtalger. Detta överensstämmer väl med denna undersökning där mängden *Baetis sp.* var i medeltal 94 individer på lokaler med liten påverkan, jämfört med 352 individer på lokaler med kraftigare påverkan. Även *Simulidae* uppvisade liknande resultat i studien av Wallace & Gurtz (1986) och i min studie. Andelen *Simulidae* minskar med ökad påverkan av skogsbruket, 188 Ind./m² på mindre påverkade lokaler jämfört med 36 ind./m² på hårt exponerade lokaler (Figur 17) och det anses främst bero på att graden av beskuggning minskar, samt den ökande depositionen av finpartikulärt material, vilket innebär att filtrerare dels får svårare att hitta lämpliga platser att etablera sig på och dels försämrar filtreringen med ökat inslag av andra partiklar än föda. De blir mer exponerade vilket i sin tur innebär en ökad risk att bli byte. Även en ökad andel av bäcksländesläktet *Nemoura sp.* observerades med ökad grad av påverkan i studien av Wallace & Gurtz. Detta bekräftas även i en undersökning av Stout *et al.* (1993). I min undersökning däremot är resultatet det omvända, andelen *Nemoura* var högst i klassen med mindre påverkade lokaler och saknas helt i de mest påverkade lokalerna. Detta kan bero på att individer av släktet *Nemoura* endast förekom i ett fåtal bäckar. Den här förklaringen gäller för många arter i min studie och därför är det inte möjligt att försöka dra några vidare slutsatser om hur de arter som endast förekommer i ett fåtal bäckar påverkas av skogsbruket. Ett taxa som förekom i samtliga undersökta bäckar var fåborstmaskar (*Oligochaetae*), de visar en klar ökning med ökad påverkan, något som kan förklaras med en högre sedimenttransport vid avverkning, ett substrat som passar dem bra. Liknande resultat hittades även i en undersökning av Graynoth (1979).

Det vanligaste resultatet som framkommer i litteraturen angående relationen mellan bottenfauna och skogsbruk är att *Baetis* arter och skrapare i allmänhet ökar. De når en topp några år efter avverkning, andelen minskar sedan med tiden. Samlare, bl.a. *Oligochaetae* och *Trichoptera* ökar också med ökad påverkan som beror på ökad sedimentation och materialtransport (Stone *et al.* 1998, Hawkins *et al.* 1982). Andelen sönderdelare som enligt modellen River Continuum Concept (RCC) (Vannote *et al.* 1980) bör vara hög i vattendragsrang 1-2 (små vattendrag), borde påverkas negativt av avverkning. Enlig teorin skall denna grupp återhämta sig när ett nytt trädsikt växer upp, men detta visar sig sällan stämma i praktiken (Stone *et al.* 1998, Gurtz & Wallace., 1984). Andelen sönderdelare i min undersökning var i allmänhet låg och visade inga samband mellan hur stor påverkan var i de olika bäckarna. Undersökningen i Slättflobäcken däremot visade att det fanns ca 10 % sönderdelare vid provtagningspunkt 1, medan denna grupp i stort sett saknades helt på de

övriga tre lokalerna i bäcken. Detta skulle kunna bero på det stora hygget som ligger mellan provtagningspunkt 1 och övriga provtagningspunkter.

Slåttflobäcken visar upp de lägsta pH värdena av samtliga provtagna lokaler och har en låg alkalinitet. Bäcken är en av de fem bäckar i söder som har en annan jordartssammansättning med svag buffertkapacitet. Slåttflobäcken har dessutom stor andel myrmark uppströms provtagningspunkt 1 som bidrar med humusämnen som är naturligt sura och sänker pH ytterligare vid denna provpunkt. Näringshalterna är som förväntat låga och trots att lokal 1 uppvisar dubbelt så hög totalfosforhalt jämfört med övriga punkter (12 µg/l mot 6 µg/l), så rör det sig om låga halter. Slåttflobäcken visar en klar variation i artsammansättning mellan den högst belägna lokalen och de övriga provpunkterna. De olika provtagningspunkterna skiljer sig fysiskt åt och organismernas krav på vattenhastighet förklarar en del av variationen (Figur 17), som alltså till mindre del beror på hyggesandelen eller övrig påverkan. Fördelningen av funktionella grupper visade att andelen samlare var störst på lokal 1, vilka också trivs bättre i lugnflytande vatten. Andelen sönderdelare var också betydligt högre vid provtagningspunkt 1 än vid de övriga punkterna och det är den variabel som mest tyder på att provtagningspunkter nedströms är påverkade av skogsbruk, då andelen sönderdelare bör vara högre så här långt upp i ett vattensystem. Lokal 2, den mest påverkade provtagningspunkten visade inga större skillnader jämfört med 3 och 4. Att artsammansättningen på lokalerna 2-4 är så pass lika kan betyda att både lokal 3 och 4 har tagit skada av den hårda påverkan uppströms. Att Slåttflobäcken klassades som en av de hårdast påverkade bäckarna i hela undersökningen stöder den teorin. Det kan också vara så att lokal två ligger för nära tre och fyra för att visa vilken skillnad som föreligger mellan exponerade och oexponerade lokaler. Kanske hade resultatet visat något annat om lokalen hade placerats längre in på hygget istället för i nedre delen av hygget.

Att skillnaderna är så små trots en klar skillnad i beskuggning och solinstrålning kan bero på att avståndet mellan lokalerna är relativt kort och att vattenorganismerna snabbt kan återkolonisera en tidigare hårt påverkad del av vattendraget. Skillnader vad gäller individtäthet och artantal kan delvis förklaras med att lokal 2 var den som mest lämpade sig för sparkprovtagning, då den hade en jämnare bottenstruktur. Lokal 3 var svårast på grund av stor sten på botten av bäcken och brantare sidor, vilket gjorde det svårare att ta 10 representativa prov.

Undersökningen av Slåttflobäcken indikerar också att det verkliga antalet arter som förekommer i bäckar är långt större än vad som hittas vid ett enskilt provtagningsstillfälle på endast ett ställe i bäcken. Hade provtagningen i Slåttflobäcken endast utförts på punkt 4 som ingår i huvudundersökningen (de 17 lokalerna) skulle endast 47 % av de arter som vi tack vare det utökade antalet provtagningar nu vet att det finns. Det betyder att även på de andra lokalerna kan det verkliga antalet arter vara mer än dubbelt så stort, vilket ger en tankeställare om hur viktigt det är att provtagningarna utförs på så lika substrat och i övrigt vid så lika förhållanden som möjligt, för att bäckarna ska kunna jämföras med varandra.

För att skydda våra vattendrag krävs en ökad insikt om vilka skador som uppstår pga. skogsbruket. Den här rapporten ger kanske inga tydliga svar på den frågan. Det finns ju dock andra tillvägagångssätt för att påvisa påverkan än att använda sig av bottenfauna. En rad olika bedömningsinstrument växer fram i och med ett ökat krav på miljöövervakning. System aqua är en övervakningsmetod för sjöar och vattendrag och särskilt framtaget för övervakning av biologisk mångfald och biologiska värden (Willén et al. 1996). Bedömningen görs på två nivåer, på avrinningsområdesnivå och objektsnivå. Avgränsningar görs efter vattendragsrang och den biologiska mångfalden kategoriseras i fem kriterier, strukturell mångformighet,

naturalighet, raritet, artrikedom och representativitet. Resultatet blir en poängbedömning där syftet är att tala om skyddsvärdet, men system aqua innebär inte en klassificering av vattendragen och dessa kan därför inte direkt jämföras med varandra (Bergquist, 1999). System aqua innebär en mycket detaljerad kartering av avrinningsområdet och objektet. Detta gör den mer svårtillämplig norrut, där länen är stora, vattendragen många och problemen av ett annat slag, vilket gör att det inte finns någon möjlighet för dessa länsstyrelser att gå igenom vattendragen så detaljerat. Länsstyrelsen i Jämtland kommer att jobba för att ta fram en metod som bättre passar deras förutsättningar. Projekt Skyddsridåer Längs Vattendrag (SILVA) har under 5 års tid tittat på hur skogsbruket påverkar våra vattendrag. De har försökt göra en heltäckande analys, för att se hur bl.a. fisk, bottenfauna, växtlighet, sedimentation, näring och tillgången på död ved förändras efter en avverkning. Trots att undersökningen till viss del föll på att för få replikat togs, så kunde man visa att bredden på skyddsridån längs ett vattendrag kan vara skillnaden mellan påverkan och ingen påverkan. En 5 meter bred zon ökade sedimenttransporten, detritushalten, vattenvegetation och försämrade kläckningen av öringrom. En 20 m bred kantzona däremot gav ingen mätbar påverkan. Slutsatsen av SILVA-projektet är att glädjande nog så går det att utföra ett skogsbruk utan påtagliga skador på våra vattendrag. Mindre glädjande är att i Skogsvårdsorganisationens utvärdering av skogspolitiken (SUS 2001) slår man fast att fortfarande idag så avverkas 50 % av vattendragens kantzoner. Bergquist, (1999) menar att i det fortsatta arbetet med miljöövervakning av vatten kommer det krävas en större hänsyn till hydrologiska, geologiska och geomorfologiska karaktärer innan en slutlig bedömning görs.

Slutsatser

Min undersökning har visat att det är svårt att hitta helt opåverkade avrinningsområden, trots att jag har inriktat undersökningen på små avrinningsområden. Det finns ett stort behov av att försöka finna opåverkade lokaler, så att vi inte helt förlorar kunskapen om vattendragens potentiella artsammansättning. Trots att metoden för att klassificera och bedöma bäckarna på, endast testats på detta material finns det flera indikationer på att det föreligger skillnad mellan mer eller mindre påverkade lokaler i undersökningen.

- Andelen skrapare och samlare gynnas vid påverkan, då primärproduktionen ökar. Detta överensstämmer med undersökningar från litteraturen. Andelen filtrerare däremot minskar, vilket kan förklaras av att dessa behöver ett fast substrat för att kunna etablera sig och de får svårigheter att filtrera om för mycket finpartikulärt material finns i vattnet (Cooper, 1987).
- Två taxa som i denna undersökning indikerar påverkan är familjen Oligochaetae och släktet Simulidae. Gynnas gör Oligochaetae som ökar i individantal på mer påverkade lokaler. Simulidae som behöver fast substrat och rent vatten däremot minskar.
- Två arter som i denna undersökning indikerade olika påverkansgrad är dels *Nemoura cinerea* som förekom i hög andel på de minst påverkade lokalerna, men saknas helt på de mest påverkade och dels *Nemurella pictetii* som förekom i de mest påverkade bäckarna, men saknades i de minst påverkade. Enligt en undersökning av Wallace & Gurtz (1984) så ökar *Nemurella pictetii* med ökad påverkan från skogsbruk, vilket alltså stödjer mina resultat.
- I det multimetrisk indexet som konstruerats korrelerar de ingående variablerna (EPT-taxa, andelen filtrerare, andelen *Baetis*, andelen samlare och andelen Diptera) väl med olika stark påverkan av skogsbruk. Korrelation mellan antalet bottenfaunapoäng från indexet och graden av påverkan var $R^2=0.46$.

Uppmätta vattenkemidata korrelerar inte med någon påverkansgradient, men visar att söder om Indalsälven så har bäckarna sämre buffringskapacitet, vilket skulle kunna förklaras av att jordarterna här är mindre kalkrika.

Undersökningen i Slåttflobäcken visar ingen tydlig variation i bottenfaunasammansättning mellan hyggespåverkad provtagningspunkt och nedströms liggande provtagningspunkter i skogsmiljö. Provtagningspunkten uppströms däremot skiljer sig från övriga med högre andel sönderdelare och samlare, men mindre andel skrapare. Detta skulle kunna indikera påverkan, men andra faktorer som vattendragsbredd och djup skiljer sig mellan provtagningspunkt 1 (uppströms) och övriga vilket också kan vara en del av förklaringen.

Vidare skulle det vara intressant att göra en uppföljning av denna undersökning och återigen jämföra arterna med påverkansindex för att se om resultat i denna styrks eller förkastas. För att få valda variablers validitet bekräftad i den multimetriska metoden skulle en liknande undersökning på andra bäckar behöva utföras. Fördelen med att göra om en liknande undersökning lik denna är att variabler som inte använts kan plockas bort och arbetsinsatsen kan minskas ner. För att ytterligare minska arbetsinsatsen skulle man kunna koncentrera sig på de hårdast påverkade lokalerna enligt denna undersökning och jämföra dessa med de minst påverkade lokalerna. Det skulle även vara intressant att göra ett elfiske på respektive provtagningspunkt och undersöka hur fisksammansättningen i dessa bäckar ser ut och om dessa också visar indikation på påverkan.

Tack

Det tog sin tid, men nu är arbetet äntligen klart. Först vill jag tacka mina handledare. Leonard Sandin som lagt ned åtskilligt med tid för att hjälpa till med analyser, tagit fram artiklar och hela tiden hjälpt till med rapportskrivningen. Du har tålmodigt försökt få mig att förstå innebörden av multivariata analysmetoder. Lars Eriksson som hjälpt till med artbestämningen av bottenfauna och Ingemar Näslund som utgjort trevligt sällskap i fält, ordnat finansiering av resor och vattenkemianalyser.

Jag vill även tacka er andra som hjälpt till på institutionen, Jakob Nisell som bistått med GIS arbetet, Anders Wilander som fört en diskussion om vilka vattenkemiparametrar som bör ingå i undersökningen och alla ni andra som gett synpunkter på rapporten.

Jag vill tacka min flickvän, Åsa Holm som stått ut med mina raseriutbrott när datorn krånglat och som tålmodigt hjälpt till med fältarbetet trots färsk björns spillning och envisa anstormningar av mygg. Du är bäst!

Mina föräldrar vill jag särskilt tacka som alltid ställer upp, vad det än gäller och som under alla år har stöttat och inte gett upp hoppet om att deras son någonsin ska sluta studera. Nu är jag nära.

Referenser

- Anderson, N.H., Steedman, R.J., Dudley, T. 1984. Patterns of exploitations by stream invertebrates of wood debris (xylophagy). *Verh. Int. Ver. Limnol.* 22:1847-52.
- Bergquist, B. 1999. Påverkan och skyddszoner vid vattendrag i skogs- och jordbrukslandskapet. En litteraturöversikt. *Fiskeriverket Rapport 1999:3*, 118 s.
- Burd, B. J., Nemeč & R. O. Brinkhurst, 1990. The development and application of analytical methods in benthic marine infaunal studies. *Adv. Mar. Biol.* 26: 169-247.
- Cooper, C.M. 1987. Benthos in Bear creek, Mississippi.-*J. Freshw. Ecol.* 4:101-113.
- Ekström, C. 2000. Bottenfaunaprovtagning i rinnande vatten. *SNV Rapport 5072*. Stockholm.
- Eriksson, T. 1995 skog och forskning 4/95 s. 44.
- Fore, L.S. & Karr, J.R. 1996. Assessing invertebrate responses to human activities: Evaluating alternative approaches. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 15(2):212-231.
- Georgian, T., Thorp, J.H. 1992. Effects of microhabitat selection on feeding rates of net-spinning caddisfly larvae. *Ecology* 73:229-40.
- Giller, P.S. & Malmqvist, B. 1998. *The biology of streams and rivers*. Oxford University Press, s 168.
- Graynoth, E. 1979 Effect of logging on stream environments and faunas in Nelson. – *New Zeal. J. Mar. Freshw. Res.* 13:79-109.
- Gregory, S.V., F.J. Swanson, W. A. Mckee & K. W. Cummins. 1991. An ecosystem perspective of riparian zones. *BioScience* 41:540-551.
- Grimm, N.B. 1988 Role of macroinvertebrates in nitrogen dynamics of a dessert stream, *Ecology* 69:1884-93.
- Gurtz, M.E. & Wallace, J.B. 1984. Substrate-mediated response of stream invertebrates to disturbance. *Ecology* 65(5):1556-1569.
- Hawkins, C. P. & J. R. Sedell. 1981. Longitudinal and seasonal changes in functional organization of macroinvertebrate communities in four Oregon streams. *Ecology* 63:387-97.
- Hawkins, H.A., Murphy, M.L., Anderson, N.H. 1982. Effects of canopy, substrate composition, and gradient on the structure of macroinvertebrate communities in Cascade Range streams in Oregon. *Ecology* 63:1840-1856.
- Hill, M.O. 1974. Correspondence analysis: a neglected multivariate method. *Applied statistics* 23:340-354.
- Hill, M.O. 1979. TWINSpan – A FORTRAN program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of the individuals and attributes. Cornell University, Ithaca.

- Jackson, D. A. 1993. Multivariate analysis of benthic invertebrate communities: the implication of choosing particular data standardizations, measures of association, and ordination methods. *Hydrobiologia* 268: 9-26
- Jansson, M. & Broberg, A. 1994. Abiotiska faktorers karaktäristiska funktion och omsättning i sötvatten. Limnologiska institutionen, Uppsala Universitet. s. 41
- Lamberti, G.A. & Moore, J.W. 1984. Aquatic insects as primary consumers. 155a, s. 164-195.
- Monitor 14. 1994. Naturvårdsverket. Stockholm. s. 26 .
- Naimann, R.J., Decamps H., & M. Pollock. 1993. The role of riparian corridors in maintainin regional biodiversity. *Ecology. Appl.* 3: 209-212.
- Naturvårdsverket 2000. Metodhandbok för miljöövervakning: Europastandard SS-EN 27 828, bottenfauna i sjöars littoral och i vattendrag: tidsserier. <http://www.environ.se>.
- Noel, D.S., Martin, C.W. Federer, C.A. 1986. Effects of forrest clearcutting in New England on stream macroinvertebrates and periphyton. *Env. Mgmt* 10:661-670.
- Nyberg, P.& L. Eriksson, 2001. Skyddsridåer Längs Vattendrag (SILVA). Fiskeriverket Rapport 2001:6, 69 s.
- Peterjohn, W.T. & Correll, D.L. 1984. Nutrient dynamics in an agricultural watershed: observations on the role of a riparian forest. *Ecology*, 65 1466-1475.
- Rao, C.R. (1964) The use of interpretation of principal component analysis in applied research. *Sankhya A*:329-358.
- Robinson, C.A., Ghaffarzadeh, M. & Cruse, R.M.. 1996. Vegetative filter strip effects on sedimentconcentration in cropland runoff. *Journal of soil and water conservation*, 50, 227-230.
- Sih, A., Wooster D. 1994. Prey behavior, prey dispersal, and predator impacts on stream prey. *Ecology* 75:1 199-207.
- Statzner, B.& Borchardt, D. 1994. Longitudinal patterns and processes along streams: modeling ecological responses to physical gradients. In *Aquatic ecology: scale, pattern and process*, 34 th symposium of British Ecological Society (editors P.S Giller, A. G. Hildrew and D. G. Raffaelli.) pp. 113-140. Blackwell, oxford.
- Stone, M.K. & Wallace, J.B. 1998. Long-term recovery of a mountain stream clearcut logging: the effects of forest succession on benthic invertebrate community structure. *Freshwater Biology* 39:151-169.
- Stout, B.M., E.F. Benfield, & J.R. Webster. 1993. Effects of a forest disturbance on shredder production in southern Appalachian headwater streams. –*Freshw. Biol.* 29:59-69.
- Van der Wollenberg, A.L. 1977. Redundancy analysis. An alternative for canonical correlation analysis. *Psychometrica* 42:207-219.

- Vannote, R.L. Sweeney, B.W. 1980. Geographical analysis of thermal equilibria: A conceptual model for evaluating the effects of natural and modified thermal regimes on aquatic insect communities. – *Amer. Nat.* 115:667-695.
- Wallace, J.B., Gurtz, M.E. 1986. Response of *baetis* mayflies to catchment logging. *Am. Middl. Nat.* 115: 25-41.
- Wallace, J.B., Webster, J.R., Woodall, W.R. 1977. The role of filterfeeders in flowing waters. *Arch. Hydrobiol.* 79:506-32.
- Webster, J.R. 1983. The role of benthic macroinvertebrates in detritus dynamics of streams: a computer simulation. *Ecol. Monogr.* 53:383-404.
- Webster, J.R., Golladay, S.W., Benfield, G., Peters, G.J., D'Angelo, D.J. 1990. Effects of watershed disturbance on particulate organic matter budgets of small streams. – *J. North. Amer. Benth. Soc.* 9: 120-140.
- Wiederholm, T. (Red.) 1999. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet- Sjöar och vattendrag. Naturvårdsverket Rapport 4913.
- Willén, E., B. Andersson & B. Söderbäck. 1996. System aqua – underlag för karakterisering av sjöar och vattendrag. Naturvårdsverket Rapport 4553. 61 s.
- Östlund, L., Näslund, I., Jacobsson, G., Wikström, C., Bergvall, J., Ekman, P., Nilsson, C., Nordwall, F., Sundbaum, K., Carlsson, J., Eriksson, T., Nilsson, J. 1999. Fiske, skogsbruk och vattendrag – nyttjande i ett uthålligt perspektiv. Fiskeriverkets försöksstation, Kälarne, s67-86

Bestänningslitteratur

Nedan ges en översikt över den litteratur som använts för artbestämningen. Denna lista är inte komplett för att kunna driva artbestämningen till artnivå för samtliga grupper. De böcker som finns under allmänt kan dock rekommenderas och räcker oftast för att göra en översiktlig bedömning av bottenfaunan.

Allmän litteratur

- Dall, P.C. & Iversen, T.M. & Kirkegaard, J. & Lindegaard, C. & Thorup, J. 1987. En översigt över danske ferskvandsinvertebrater till brug ved bedømmelse af föroreningen i soer og vandlob. Ferskvandsbiologisk Laboratorium. Kobenhavns Universitet. Helsingorsgade 51. 3400 Hillerød. 237 sidor.
- Fältbiologerna. 1982. Småkryp i sötvatten. Fältbiologerna. Box 6022. 191 06 Sollentuna. 50 sidor.
- Mandahl-Barth, G. 1963. Vad jag finner i sjö och å. Almqvist & Wiksell. Stockholm. 110 sidor.
- Olsen, L. H, Svedberg, U. 1999. Smådjur i sjö och å. Prisma. Stockholm. 231 sidor.

Ephemeroptera (Dagsländor)

Elliot, J.M. 1988. Larvae of the British Ephemeroptera. A key with ecological notes. Freshw. Biol. Ass. No 49. 145 sidor

Lingdell, P-E. & Engblom, E. 1976. Bestämningsnyckel till svenska dagsländor. Stencil.45 sidor.

Macan, T.T. 1979. A key to the nymphs of the British Ephemeroptera. Freshw. Biol.

Plecoptera (Bäcksländor)

Brinck, P. 1952. Bäcksländor. Plecoptera. Sv. Insektsfauna. 15. 126 sidor.

Hynes, H.B.N. 1984. Adults and nymphs of British stoneflies. Freshw. Biol. Ass. No 17. 90 sidor.

Lillehammer, A. 1988. Stoneflies (Plecoptera) of Fennoscandia and Denmark. Fauna: Scand. Vol 21.165 sidor.

Coleoptera (Skalbaggar)

Morgan, J.C. 1974. The taxonomy of the British Hydropsychidae

Nilsson, A. 1982. A key to the larvae of the Fennoscandian Dytiscidae. Fauna J. Ent. (B)43(2). sid 217-229.

Hildrew, A.G. Norrlandica. Vol 2. 42 sidor Biol. Ass. No 13. 44 sidor

Trichoptera (Nattsländor)

Edington, J.M. & Hildrew, A.G. 1981. Caseless caddis larvae of the British isles. Freshw. Biol Ass. No 43. 92 sidor

Macan, T. T., 1973. A key to the Adults of the British Trichoptera.

Wallace, I. D., Wallace, B. and Philipson, G. N. 1990. A key to the case-bearing caddislarvae of Britain and Ireland. Freshw. Biol. Ass. No 51.237 sidor

Gastropoder (Snäckor)

Macan, T.T. 1977. A key to the British fresh- and brackish-water gastropods

Appendix A – Artlista

Grupp	Taxa	Krokalds-	Tallflo-	Båtsmans-	namnlös	Svart-	Storås-
H	Hydrachnidae	3	14	6	20	6	4
G	Gyraulus sp.	0	0	0	0	0	0
G	Planorbis sp.	0	1	0	0	0	0
G	Stagnicola sp.	0	0	0	0	0	0
G	Valvata sp.	0	0	0	0	0	0
B	Pisidium sp.	0	0	0	0	0	0
B	Sphaerium sp.	0	0	0	0	0	0
O	Oligochaeta	7	7	13	10	6	14
E	Baetis Rhodani (Pictet)	168	177	199	157	1700	274
E	Ephemerella aurivillii (Bengtsson)	0	0	0	0	3	0
E	Siphonurus armatus (Eaton)	0	0	0	0	0	0
P	Amphinemura borealis (Morton)	0	0	0	2	9	5
P	Brachyptera risi (Morton)	3	0	0	0	23	0
P	Diura nanseni (Kempny)	0	0	0	0	0	1
P	Isoperla grammatica (Poda)	0	6	3	5	5	1
P	Leuctra nigra (Olivier)	8	17	14	0	85	4
P	Nemoura cinerea (Retzius)	0	0	0	0	0	0
P	Nemurella pictetii (Klapalek)	0	0	0	0	0	0
C	Colymbetinae(s.f.) Platambus	0	0	0	0	0	0
C	Elmis aenea (Müller)	13	23	0	7	29	11
C	Hydroporinae(s.f.) Hygrotus	0	0	0	0	0	0
C	Limnius volkmari (Panzer)	4	0	0	0	0	2
T	Glossosoma sp.	0	4	0	0	1	0
T	Halesus radiatus (Curtis)	0	0	0	0	1	0
T	Holocentropus sp.	0	0	0	0	0	0
T	Limnophilidae	4	2	2	1	1	1
T	Micrasema gelidum (McLachlan)	0	0	0	0	0	0
T	Philopotamus montanus (Donovan)	0	0	0	0	4	0
T	Plectrocnemia sp.	0	0	0	0	0	0
T	Polycentropus flavomaculatus (Pictet)	0	0	1	0	0	0
T	Potamophylax cingulatus (Stephens)	0	0	0	0	0	0
T	Ryacophila fasciata (Hagen)	1	4	1	4	7	0
D	Bezzia sp.	0	4	3	2	0	7
D	Chaoborus sp.	1	4	0	1	1	0
D	Chelifera sp.	0	0	0	0	0	0
D	Chironominae	9	16	8	5	11	5
D	Dicranota sp.	2	5	1	8	1	4
D	Dinocras cephalotes (Curtis)	0	0	0	0	9	0
D	Eloeophila	0	1	0	0	0	0
D	Empedidae	0	4	2	1	0	0
D	Eriopterinae	0	1	0	0	0	0
D	Orthocladinae	3	11	4	3	5	3
D	Pedicia sp.	0	0	0	0	0	0
D	Simuliidae	31	13	78	87	56	32
D	Tanypodinae	1	5	3	0	5	0
L	Lepidoptera	0	0	2	0	0	0
N	Sialis lutaria	0	0	1	0	0	0

H=Hydrachnidae O=Oligochaeta C=Coleoptera L=Lepidoptera G=Gastropoda E=Ephemeroptera
T=Trichoptera N=Neuroptera B=Bivalvia P=Plecoptera D=Diptera

Grupp	Taxa	Gammelråk-	Långmyr-	Bod-	Flitmyr-	Strandbod-
H	Hydrachnidae	4	0	14	5	1
G	Gyraulus sp.	0	2	1	1	0
G	Planorbis sp.	0	0	0	0	0
G	Stagnicola sp.	0	1	0	0	0
G	Valvata sp.	0	2	0	0	0
B	Pisidium sp.	0	0	1	0	0
B	Sphaerium sp.	0	0	0	0	0
O	Oligochaeta	63	7	7	11	13
E	Baetis Rhodani (Pictet)	195	16	68	121	211
E	Ephemerella aurivillii (Bengtsson)	0	0	0	0	0
E	Siphonurus armatus (Eaton)	0	0	5	0	0
P	Amphinemura borealis (Morton)	0	0	0	0	0
P	Brachyptera risi (Morton)	3	0	3	27	3
P	Diura nanseni (Kempny)	0	0	0	0	0
P	Isoperla grammatica (Poda)	2	0	0	0	0
P	Leuctra nigra (Olivier)	29	3	63	23	3
P	Nemoura cinerea (Retzius)	0	147	89	0	0
P	Nemurella pictetii (Klapalek)	0	0	25	0	0
C	Colymbetinae(s.f.) Platambus	0	0	0	0	0
C	Elmis aenea (Müller)	12	0	0	0	1
C	Hydroporinae(s.f.) Hygrotus	0	0	0	0	0
C	Limnius volkmari (Panzer)	0	0	0	0	0
T	Glossosoma sp.	0	0	0	0	0
T	Halesus radiatus (Curtis)	0	0	0	0	0
T	Holocentropus sp.	0	0	0	0	0
T	Limnophilidae	0	2	15	1	1
T	Micrasema gelidum (McLachlan)	0	0	0	0	0
T	Philopotamus montanus (Donovan)	1	0	0	0	3
T	Plectrocnemia sp.	0	0	0	1	0
T	Polycentropus flavomaculatus (Pictet)	0	0	0	0	0
T	Potamophylax cingulatus (Stephens)	1	0	6	1	0
T	Ryacophila fasciata (Hagen)	2	0	0	1	1
D	Bezzia sp.	10	0	0	1	0
D	Chaoborus sp.	0	0	0	0	0
D	Chelifera sp.	2	0	0	0	0
D	Chironominae	7	2	23	14	0
D	Dicranota sp.	1	1	6	3	2
D	Dinocras cephalotes (Curtis)	0	0	0	0	0
D	Eloeophila	0	0	0	0	0
D	Empedidae	0	0	0	0	0
D	Eriopterinae	0	0	0	0	0
D	Orthocladinae	6	38	65	22	1
D	Pedicia sp.	1	0	0	0	0
D	Simuliidae	104	115	264	82	42
D	Tanypodinae	7	3	10	6	2
L	Lepidoptera	1	0	0	0	0
N	Sialis lutaria	0	0	0	0	0

H=Hydrachnidae O=Oligochaeta C=Coleoptera L=Lepidoptera G=Gastropoda E=Ephemeroptera
T=Trichoptera N=Neuroptera B=Bivalvia P=Plecoptera D=Diptera

Grupp	Taxa	Pålleflo-	Har-	Bjurås-	Björn-	Stugu-	Slåttflo-
H	Hydrachnidae	3	6	10	0	42	6
G	Gyraulus sp.	0	0	0	0	0	0
G	Planorbis sp.	0	0	0	0	0	0
G	Stagnicola sp.	0	0	0	0	1	1
G	Valvata sp.	0	0	0	0	0	0
B	Pisidium sp.	0	0	0	0	0	0
B	Sphaerium sp.	0	0	0	0	0	8
O	Oligochaeta	1	9	2	5	5	79
E	Baetis Rhodani (Pictet)	64	466	99	36	35	5
E	Ephemerella aurivillii (Bengtsson)	1	0	7	1	1	0
E	Siphonurus armatus (Eaton)	0	0	0	0	0	0
P	Amphinemura borealis (Morton)	4	10	8	25	0	0
P	Brachyptera risi (Morton)	2	7	1	1	0	0
P	Diura nanseni (Kempny)	0	0	0	0	0	0
P	Isoperla grammatica (Poda)	14	1	6	0	0	0
P	Leuctra nigra (Olivier)	23	0	13	12	15	0
P	Nemoura cinerea (Retzius)	0	0	0	0	0	0
P	Nemurella pictetii (Klapalek)	0	0	0	0	0	53
C	Colymbetinae (s.f.) Platambus	1	0	0	0	0	0
C	Elmis aenea (Müller)	1	4	3	4	44	0
C	Hydroporinae (s.f.) Hygrotus	1	0	0	0	0	0
C	Limnius volkmari (Panzer)	0	0	0	0	0	0
T	Glossosoma sp.	0	0	0	0	0	0
T	Halesus radiatus (Curtis)	0	0	0	0	0	0
T	Holocentropus sp.	0	0	0	0	1	0
T	Limnophilidae	0	5	8	8	8	26
T	Micrasema gelidum (McLachlan)	0	0	0	0	0	0
T	Philopotamus montanus (Donovan)	0	0	0	0	0	0
T	Plectrocnemia sp.	0	0	0	0	0	0
T	Polycentropus flavomaculatus (Pictet)	0	0	0	0	0	0
T	Potamophylax cingulatus (Stephens)	1	0	0	0	0	0
T	Ryacophila fasciata (Hagen)	2	0	2	1	1	0
D	Bezzia sp.	0	3	4	2	9	3
D	Chaoborus sp.	0	0	0	0	2	0
D	Chelifera sp.	0	0	0	0	0	0
D	Chironominae	1	1	43	17	36	12
D	Dicranota sp.	0	1	11	5	4	7
D	Dinocras cephalotes (Curtis)	0	0	0	0	0	0
D	Eloeophila	0	0	0	0	0	0
D	Empedidae	1	2	0	1	0	2
D	Eriopterinae	0	0	0	0	0	0
D	Orthocladinae	2	7	23	29	16	14
D	Pedicia sp.	0	0	0	0	0	0
D	Simuliidae	55	123	83	231	34	24
D	Tanypodinae	3	1	10	10	25	8
L	Lepidoptera	0	0	0	0	0	0
N	Sialis lutaria	0	0	0	0	0	0

H=Hydrachnidae O=Oligochaeta C=Coleoptera L=Lepidoptera G=Gastropoda E=Ephemeroptera
T=Trichoptera N=Neuroptera B=Bivalvia P=Plecoptera D=Diptera

Slättflobäcken	Provtagningspunkt 1	Provtagningspunkt 2	Provtagningspunkt 3	Provtagningspunkt 4
Antal arter	13	14	9	13
Ind/m ²	247	326	148	260
ASPT	4	5,9	4,4	5,8
<i>Hydrachnidae</i>	6	14	1	3
<i>Sphaerium sp.</i>	8	0	0	0
<i>Bezzia sp.</i>	3	6	0	1
<i>Chaoborus sp.</i>	0	0	0	1
<i>Chironominae</i>	12	2	1	2
<i>Dicranota sp.</i>	7	4	3	5
<i>Orthocladinae</i>	14	27	1	4
<i>Simulidae</i>	24	117	64	134
<i>Tanypodinae</i>	8	7	2	0
<i>B. rhodani</i>	5	123	71	87
<i>E. aurivillii</i>	0	0	0	7
<i>Stagnicola sp.</i>	2	0	0	0
<i>Oligochaeta</i>	79	6	2	5
<i>A. borealis</i>	0	5	0	2
<i>B. risi</i>	0	1	0	0
<i>L. nigra</i>	0	11	3	8
<i>N. picteti</i>	53	0	0	0
<i>Limnophilidae</i>	26	2	0	0
<i>R. fasciata</i>	0	1	0	1

Appendix B

Redovisning av ingående variabler i påverkansindex. För hyggesandel, avrinningsområdets storlek och övrig påverkan, se appendix D

	Hygges- andel	Avr. omr. (km ²)	Strandzon	Övrig påverkan	Påverkansindex
Bjuråsbäcken	5	2,5	5	0,2	4,0
Björnbäcken	5	2,5	3	0,1	3,4
Flitmyrbäcken	5	0,5	5	0,1	3,4
Båtsmanbäcken	5	1,5	5	0,5	3,3
Långmyrbäcken	5	1,5	5	0,8	3,0
Stugubäcken	5	1,5	3	0,2	3,0
Pålleflobäcken	3	1,5	3	0,3	2,2
Namnlös	3	1,5	3	0,3	2,2
Gammelråkbäcken	3	1,5	3	0,3	2,2
Svartbäcken	3	1,5	3	0,3	2,2
Storåsbäcken	3	2,5	3	0,7	2,1
Strandbodbäcken	3	1,5	3	0,6	1,9
Bodbäcken	3	0,5	3	0,4	1,8
Harbäcken	3	0,5	3	0,5	1,7
Slåttflobäcken	3	0,5	1	0,4	1,1
Tallflobäcken	1	1,5	1	0,3	0,9
Krokdalsbäcken	1	1,5	1	1	0,2

Strandzonens påverkan. Vid klassning av hyggesandel som 1 eller 5 kan värdet justeras ett steg upp om andelen skog > 50 år är 30% eller mer och justeras ned ett steg om andelen 15-50 år är 50% eller mer av resterande andel.

Lokalnamn	Hygge (m/km)	Poäng	Skog 15-50år	Justering	Skog >50år	Slutpoäng
Tallflobäcken	1000	1	0	0	0	1
Svartbäcken	200	5	500	-	300	3
Stugubäcken	0	5	800	-	200	3
Strandbodbäcken	200	5	400	-	400	3
Storåsbäcken	200	5	500	-	300	3
Slåttflobäcken	800	1	0	0	200	1
Pålleflobäcken	500	3	500	0	0	3
Namnlös	300	3	200	0	500	3
Långmyrbäcken	0	5	400	0	600	5
Krokdalsbäcken	850	1	0	0	150	1
Harbäcken	700	1	0	+	300	3
Gammelråkbäcken	200	5	400	-	400	3
Flitmyrbäcken	50	5	0	0	950	5
Båtsmanbäcken	0	5	100	0	900	5
Bodbäcken	300	3	600	0	100	3
Björnbäcken	300	3	300	0	400	3

Fortsättning Appendix B
Redovisning av ingående variabler för bedömning av bottenfauna index.

Station	Baetis %	Samlare %	EPT %	Diptera %	Filtrerare %	Poäng
Bjuråsbäcken	5	5	5	5	5	25
Björnbäcken	5	5	3	5	5	23
Flitmyrbäcken	3	3	5	5	5	21
Båtsmanbäcken	3	3	3	3	3	15
Långmyrbäcken	5	5	1	5	5	21
Stugubäcken	5	5	3	5	1	19
Pålleflobäcken	3	5	5	3	5	21
Namnlös	1	3	3	3	5	15
Gammelråkbäcken	3	1	3	3	3	13
Svartbäcken	1	1	5	1	1	9
Storåsbäcken	1	1	3	1	1	7
Strandbodbäcken	1	1	5	1	3	11
Bodbäcken	5	5	5	5	5	25
Harbäcken	1	3	3	1	3	11
Slåttflobäcken	3	1	1	3	1	9
Tallflobäcken	3	3	1	1	1	9
Krokaldalsbäcken	1	3	3	1	1	9

Appendix C Beskrivning av bäckarna

Bäck	Beskrivning
Krokaldals-	Hårt påverkad bäck, ingen kantzon längs bäcken. Hygge 6-10 år gammalt. Erosionsskadad i ett brantare parti. Djupa körsador längs bäcken i höjd med provtagningslokalen
Tallflo-	Hårt påverkad bäck, ingen kantzon längs det inventerade området, hygge ca 6 år gammalt.
Båtsmans-	Sluten skog längs bäcken, förutom ett hygge som går in ca 30 m längs bäcken. Området dämt av bäver på flera platser, med partier av död björkskog som. I övrigt hög andel äldre skog.
Namnlös	Liten bäck som etappvis är påverkad av skogsbruk. På de flesta partier har en kantzon lämnats mot bäcken.
Svart-	Provtagningspunkten skyddad av gammal skog, men efter ca 70 m uppströms så öppnas skogen upp av ett stort hygge med stark lutning mot bäcken. Kantzon finns längs vissa sträckor.
Storås-	En större bäck med hygge ända in på bäcken ca 200 m uppströms provtagningspunkten. Därefter myrmark och skogsmark. Öring fångades i provena.
Gammelråk-	En liten bäck kantad av hyggen på båda sidor. Oftast kantzon, men inte alltid tillräcklig.
Långmyr-	En härligt slingrande mossbeklädd bäck. Skog längs hela sträckningen. En del gallring har dock utförts och tyvärr har bäcken korsats med tungt fordon på ett tiotal ställen (djupa körsador).
Bod-	Liten bäck med påverkan från hygge längs hela sträckan. Bäcken totalt sönderkörd ca 400 m uppströms provtagningspunkten.
Flitmyr-	En fin bäck med stor andel överårig skog längs sträckningen. Ett litet hygge finns längs bäcken ca 30 m, annars en mycket fin skogsbäck.
Strandbod-	En större bäck med ett flertal vägar som korsar bäcken med dåligt lagda trummor. En kraftledningsgata med djupa körsador korsar också bäcken. Nedre delen där provtagning skett omges bäcken av äldre skog och ger intryck av en fin skogsbäck.
Pålleflo-	Hela sträckan som inventerats rinner genom ett ca 12 år gammalt hygge, flera diken avvattnas via bäcken och erosionen har varit påtaglig bitvis.
Har-	Hela sträckningen kantas av hygge, ca 5 år gammalt. Omgivande mark är sandig och bitvis sköljs det ut stora mängder sand i bäcken från dränerande diken.
Bjurås-	Favoritbäcken helt omsluten av gammal skog. Skogspartiet borde undersökas närmare. Toligtvis objekt för naturreservat. Här fångades flera öringar i håven under provtagningen
Björn-	En större bäck med ett långsträckt hygge längs ena sidan. Oftast bra kantzoner.
Stugu-	Öringrik bäck med mycket bäckmossa. Bäcken omgiven av i huvudsak björkskog (ca 25 år)
Slåttflo-	Biflöde till Stugubäcken hårt påverkad av skogsbruk. Provtagningspunkten dock skyddad av äldre skog. Även här påträffades öring i bäcken.

Appendix D – Vattenkemi

Vattenkemi för samtliga lokaler.

Lokalnamn	pH	konduktivitet (mS/m)	alkalinitet (mekv/l)	susp. mtr (mg/l)	NO3 (ug/l)	tot-N (ug/l)	PO-4 (ug/l)	tot-P (ug/l)	Si (mg/l)	temp C	vattenhast. m/s
Bjuråsbäcken	7,5	4,89	0,31	1,68	38	412	11	12	3,9	11,3	0,16
Björnbäcken	7,1	2,41	0,14	1,93	13	255	10	10	3,62	10,4	0,23
bodbäcken	7,2	7,18	0,59	1,18	44	242	10	5	4,25	7,2	0,09
Båtsmansbäcken	7,4	9,23	0,62	0,94	23	605	12	6	2,5	11,3	0,11
Flitmyrbäcken	7,6	11,12	1,1	0,68	103	320	10	4	2,84	6,8	0,16
Gammelråkbäcken	7,8	10,26	0,86	2,18	59	370	11	6	1,74	9,7	0,22
harbäcken	7,7	10,05	0,85	1,18	41	259	10	5	3,4	11,7	0,14
Krokaldsbäcken	7,6	8,43	0,73	0,74	4	253	9	6	2,8	10,5	0,33
långmyrbäcken	7,5	15,28	1,4	0,93	63	282	11	5	2,56	9	0,2
namnlös	7,8	15,1	1,4	0,94	35	543	12	6	3,01	10,9	0,16
Pålleflobäcken	7,4	3,43	0,23	1,43	17	291	10	8	2,42	15,6	0,17
Storåsbäcken	8	15,2	1,4	0,93	56	362	11	5	1,88	11,5	0,29
Strandbodbäcken	7,8	12,2	0,23	1,18	8	406	11	6	3,16	12,3	0,19
Stugubäcken	7,1	2,57	0,16	0,68	14	255	82	9	1,95	14,3	0,24
Svartbäcken	7,8	12,6	1,1	1,68	28	250	11	3	2,02	10,7	0,39
Tallflobäcken	7,7	9,23	0,76	1,34	5	609	18	5	3,46	12,2	0,14
Slåttflobäcken1	6,3	3,05	0,19	1,48	46	243	85	12	3,57	11,5	0,12
Slåttflobäcken2	7	2,59	0,15	1,08	50	243	84	5	3,52	14,5	0,14
Slåttflobäcken3	7	2,57	0,15	1,08	51	298	86	6	3,51	14,1	0,07
Slåttflobäcken4	6,9	2,6	0,15	1,08	14	300	9	6	2,76	13,4	0,15

Appendix E

Sammanställning av fältinventeringen

Lokalbeskrivning
(0-3):

Lokalnamn	Lokalnr	Lokalkoordinater	Altitud	Rang	Avr. område	Dom. Trädslag	Blandskog	Kalhygge	Barrskog	Buskar	Lövskog	Skuggning	Bredd,normal
Biuråsbäcken	14	149607	699153	370-410	3	Digerbäcken	0	0	3	0	0	2	2
Björnbäcken	15	149308	699398	402-420	2	Digerbäcken	3	0	1	0	0	2	3
Bodbäcken	9	148499	700467	302-320	1	Kvarnån	3	2	0	2	0	2	0,8
Båtsmansbäcken	3	149215	701625	361-385	2	Hornån	1	3	0	0	0	2	1,5
Flitmyrbäcken	10	148923	700548	243-295	2	Indalsälven	3	0	1	1	0	3	1
Gammelträkbäcken	7	147819	701502	285-307	1	Indalsälven	1	1	3	0	0	3	1
Harbäcken	13	149918	700342	325-375	2	Indalsälven	0	3	0	0	0	1	1
Krokaldalsbäcken	1	149595	701229	364-384	2	Indalsälven	0	0	3	1	1	2	2
Långmyrbäcken	8	147733	701618	304-322	2	Indalsälven	2	0	3	1	0	2	1
nannlös	4	149159	701431	287-265	2	Hornån	1	2	3	0	0	2	1
Pälleflobäcken	12	149464	700127	349-360	2	Sittån	0	3	0	1	0	1	1
Slättflobäcken2	17	148875	699901	364-410	2	Kvarnån	0	0	3	0	0	3	2
Storåsbäcken	6	148485	701144	294-305	2	Indalsälven	0	0	3	1	0	2	2
Strandbodbäcken	11	149271	700526	265-291	2	Indalsälven	1	0	3	1	0	3	2
Stugubäcken	16	148870	699748	415-430	2	Kvarnån	3	0	2	1	0	2	1,5
Svartbäcken	5	148362	701086	280-321	2	Indalsälven	3	0	1	1	0	2	2
Tallflobäcken	2	149849	701133	309-352	2	Indalsälven	0	3	0	1	0	0	1,5

Lokalnamn	Bredd, våt	Vattennivå (låg-medel-hög)	Strömnhast. (0-3)	Vatendjup (0-3)	Substrat(0-3):	Fin detritus	Grov detritus	Mjäl/ler	Sand	Grus	Fin sten	Grov sten	Fina block
Biuråsbäcken	1,5	medel	2	25	1	1	1	2	2	2	2	2	0
Björnbäcken	3	medel	2	20	1	0	1	2	2	2	2	2	1
Bodbäcken	0,8	medel	1	20	2	1	2	2	2	1	1	0	0
Båtsmansbäcken	1,5	medel	2	20	1	0	2	2	2	2	1	0	0
Flitmyrbäcken	1	medel	2	15	1	1	1	1	1	3	1	0	0
Gammelträkbäcken	1	medel	2	15	1	1	1	2	2	2	1	0	0
Harbäcken	1	medel	2	20	1	1	1	2	2	2	2	2	1
Krokaldalsbäcken	1,5	medel	2	20	1	1	1	1	1	2	1	1	1
Långmyrbäcken	1	medel	2	30	1	0	1	1	2	2	2	2	1
nannlös	1	medel	2	20	2	1	2	2	2	2	2	1	0
Pälleflobäcken	1	medel	2	20	1	1	1	2	2	2	2	1	1
Slättflobäcken2	1,5	medel	2	15	1	1	1	2	2	2	2	2	0
Storåsbäcken	1,5	medel	2	25	1	1	1	2	2	2	3	1	1
Strandbodbäcken	2	medel	3	25	1	1	2	1	3	2	2	0	0
Stugubäcken	1,5	medel	2	25	2	1	1	1	2	2	2	0	0
Svartbäcken	1,5	medel	2	20	1	1	1	0	1	1	3	2	1
Tallflobäcken	1	medel	2	25	2	1	1	1	1	2	1	1	0

Fortföljning appendix E

Lokalnamn	Bottenvegetation (0-3)										topografi		Strandmiljö (0-3)	
	Övertavans	Flytblads	Rosett	Submers	Fontinalis	Övr. mossor	Trädalger	(V, H, flack, sluttande, mkt sluttande)	Grunnighet	Dom. Trädslag	Blandskog	Behyggelse/väg		
Bjuråsbäcken	0	0	0	0	0	2	0	v-1 h-1	klar	gran	2	0		
Björnbäcken	0	0	0	0	0	1	0	v-2 h-2	klar	gran	2	1		
Bodbäcken	0	0	0	0	0	1	0	v-1 h-1	klar	gran	1	1		
Båtsmansbäcken	0	0	0	0	1	1	0	v-2, h-3	klar	gran	1	0		
Filtmyrbäcken	0	0	0	0	0	2	0	v-2 h-3	klar	gran	2	1		
Gammelträkbäcken	0	0	0	0	0	2	0	v-1 h-1	klar	gran	0	0		
Harbäcken	0	0	0	0	2	1	0	v-1 h-1	klar	gran	0	0		
Krokalsbäcken	0	0	0	0	2	2	0	v-1 h-2	klar	gran	0	1		
Långmyrbäcken	0	0	0	0	2	1	0	v-1 h-1	klar	gran	2	0		
namnlös	0	0	0	0	2	0	0	v-2 h-2	klar	gran	1	1		
Pälleflöbäcken	1	0	0	0	1	1	0	v-1 h-1	klar	cornforta tall	1	0		
Slätflöbäcken2	0	0	0	0	0	0	0	v-2 h-2	klar	gran	0	1		
Storåsbäcken	3	3	2	2	1	1	0	v-1 h-1	klar	tall	0	1		
Strandbodbäcken	2	2	2	1	1	4	2	v-2 h-2	klar	gran	2	2		
Stugubäcken	0	2	2	0	2	0	0	v-1 h-2	klar	gran+ björk	2	2		
Svarbäcken	2	0	3	1	0	1	1	v-3 h-2	klar	gran	1	0		
Tallflöbäcken	3	0	0	1	0	3	3	v-1 h-2	klar	björk- och alsly	0	0		
Lokalnamn	Kalhygge	Myr	Barrskog	Buskar	Lövskog	Öppen mark	Dike	Vägskäring	Körskada	Vandringshinder	Omgivning (1 hygge, 2skog>15år, 3skog>50år)	Död ved (0-3)		
Bjuråsbäcken	0	0	3	1	0	0	2	0	0	0	(1000:3)	3		
Björnbäcken	1	1	3	1	1	0	1	2	0	0	300:1,300:2,400:3	2		
Bodbäcken	3	0	3	1	1	1	1	1	2	0	300:1,600:2,100:3	2		
Båtsmansbäcken	1	2	3	1	1	1	3	0	0	2	100:2,900:3	3		
Filtmyrbäcken	1	0	3	1	1	1	0	0	1	0	50:1,950:3	2		
Gammelträkbäcken	3	0	2	2	0	0	0	0	2	0	200:1,400:2,400:3	2		
Harbäcken	3	0	2	2	0	0	3	2	2	0	700:1,300:3	1		
Krokalsbäcken	3	0	1	1	0	0	7	0	1	0	850:1,150:3	2		
Långmyrbäcken	1	0	3	1	1	0	0	2	8	0	400:2,600:3	2		
namnlös	2	1	3	1	0	0	0	2	1	0	300:1,200:2,500:3	2		
Pälleflöbäcken	3	2	2	2	1	0	3	0	0	0	700:1,300:2	2		
Slätflöbäcken2	3	0	2	2	0	0	2	1	0	0	800:1,200:3	2		
Storåsbäcken	3	0	2	1	0	0	2	1	0	0	200:1,300:2,500:3	2		
Strandbodbäcken	2	2	2	1	2	0	4	0	0	2	200:1,400:2,400:3	2		
Stugubäcken	0	1	2	0	2	0	2	0	2	2	800:2,200:3	2		
Svarbäcken	2	0	3	1	0	0	1	0	2	0	200m:1, 500:2, 300:3	1		
Tallflöbäcken	3	0	0	1	0	0	3	0	1	0	(1000:1)	2		

